THÜNEN

Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft

Jürn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.)

2. überarbeitete und ergänzte Auflage

Thünen Report 65

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*
Sanders J, Heß J (eds) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 398 p, Thünen Rep 65, DOI:10.3220/REP1576488624000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.

THÜNEN

Thünen Report 65

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-201-6
DOI:10.3220/REP1576488624000
urn:nbn:de:gbv:253-201912-dn061821-5

Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft

Jürn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.)

2. überarbeitete und ergänzte Auflage

Thünen Report 65

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsprojekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Rahmen des Bundesprogramms ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (BÖLN) gefördert (FKZ 2815OE009 / 2815OE034).

Gefördert durch:

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Für ihre inhaltlichen Anregungen und die fachliche Begleitung danken wir Dorothee Hahn, Viola Molkenthin und Doris Pick von der BÖLN-Geschäftsstelle. Wertvolle Hinweise zur Verbesserung der Arbeit lieferten die Gutachten von Hans Werner Olfs (Kapitel 3), Frank Ellmer (Kapitel 4), Thomas Döring (Kapitel 5), Reiner Ruser (Kapitel 6), Karl Auerswald (Kapitel 7), Klaus-Peter Wilbois (Kapitel 8) und Ute Knierim (Kapitel 9). Des Weiteren danken wir Monika Kaufmann, Katrin Jahn, Helga Prüße und Elke Burkhard-Tiede vom Thünen-Institut für Betriebswirtschaft für die administrative und technische Unterstützung während der Projektlaufzeit.

Im Bericht wurden vorzugsweise genderneutrale Formulierungen verwendet, um eine Geschlechterdiskriminierung zu vermeiden. Wenn in Einzelfällen aus Gründen der Lesbarkeit darauf verzichtet wurde, soll dies keinesfalls eine Verletzung des Gleichheitsgrundsatzes zum Ausdruck bringen.

Dr. Jürn Sanders (Hrsg.)
Thünen-Institut für Betriebswirtschaft
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
E-Mail: juern.sanders@thuenen.de

Prof. Dr. Jürgen Heß (Hrsg.)
Universität Kassel
Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften
Nordbahnhofstr. 1a
37213 Witzenhausen
E-Mail: jh@uni-kassel.de

Thünen Report 65

Braunschweig/Deutschland, September 2019

Projektteam

Dr. Jürn Sanders, Hanna Treu
Thünen-Institut für Betriebswirtschaft
Bundesallee 63
38116 Braunschweig

Prof. Dr. Jürgen Heß, Dr. Daniel Kusche, Dr. Anke Hupe, Johanna Hoppe
Universität Kassel
Fachgebiet Ökologischer Land- und Pflanzenbau
Nordbahnhofstraße 1a
37213 Witzenhausen

Dr. Anette Freibauer, Karin Levin, Robert Brandhuber, Dr. Klaus Wiesinger
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 12
85354 Freising

Prof. Dr. Andreas Gattinger, Dr. Philipp Weckenbrock
Justus-Liebig Universität Gießen
Professur für Ökologischen Landbau, Schwerpunkt nachhaltige Bodennutzung
Karl-Glöckner-Str. 21c
35394 Gießen

Dr. Karin Stein-Bachinger, Almut Haub, Frank Gottwald
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen, Dr. Lucie Chmelikova
Technische Universität München
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
Liesel Beckmann Str. 2
85354 Freising

Dr. Solveig March, Daniela Haager, Dr. Jan Brinkmann
Thünen-Institut für Ökologischen Landbau
Trenthorst 32
23847 Westerau

Prof. Dr. Knut Schmidtke, Dr. Rüdiger Jung
Zentrum für angewandte Forschung und Technologie an der HTW Dresden
Friedrich-List-Platz 1
01069 Dresden

Vorwort

Der ökologische Landbau gilt als eine besonders ressourcenschonende und umweltverträgliche Wirtschaftsform. Diese Einschätzung basiert auf zahlreichen Forschungsarbeiten, die in den letzten dreißig Jahren hierzu durchgeführt wurden. Gleichzeitig gibt es aber auch weiterhin viele offene Fragen und kritische Standpunkte hinsichtlich der Leistungen, die der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft für die Umwelt und Gesellschaft erbringt. Vor diesem Hintergrund hat ein interdisziplinäres Forschungsteam den aktuellen Wissensstand zu diesem Thema strukturiert aufbereitet und die Ergebnisse relevanter wissenschaftlicher Untersuchungen miteinander verglichen und bewertet. Ein Anliegen war es dabei, eine differenzierte Bestandsaufnahme vorzunehmen und einen fundierten Diskussionsbeitrag zur Bedeutung des ökologischen Landbaus im Hinblick auf die Lösung der umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen der Landwirtschaft zu leisten.

Nach der Veröffentlichung der ersten Auflage haben wir zahlreiche Rückmeldungen erhalten, die den großen Stellenwert des Themas unterstreichen. Einige Vorschläge wie beispielsweise eine explizitere Beschreibung des Zusammenhangs zwischen einzelnen Leistungsbereichen haben wir in dieser zweiten Auflage berücksichtigt. Andere Anregungen planen wir im Rahmen weiterer Arbeiten aufzugreifen. Hierzu zählt z.B. die Ableitung eines konkreten Honorierungssystems für erbrachte Umwelt- und Tierwohlleistungen oder weitere Analysen der Faktoren, die die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung erklären.

Im Namen des gesamten Projektteams,

Jürn Sanders und Jürgen Heß

Zusammenfassung

Der ökologische Landbau gilt als ein nachhaltiges Landnutzungssystem und wird deshalb in besonderer Weise politisch unterstützt. Obwohl die Zusammenhänge zwischen der ökologischen Wirtschaftsweise und der Erbringung gesellschaftlich relevanter Umweltleistungen auf eine zunehmend breitere Anerkennung stoßen, werden die Potenziale des ökologischen Landbaus zur Bewältigung der umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen unserer Zeit in Politik und Wissenschaft weiterhin unterschiedlich bewertet. Vor diesem Hintergrund war es das Ziel dieser Arbeit, die gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus in den Bereichen Wasserschutz, Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, Klimaschutz, Klimaanpassung, Ressourceneffizienz und Tierwohl auf der Grundlage einer umfassenden Analyse wissenschaftlicher Veröffentlichungen zu bewerten.

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 Vergleichspaar mit einer ökologischen und konventionellen Variante und (d) Sprache: Studien in deutscher oder englischer Sprache. Die Ergebnisse der Paarvergleiche wurden deskriptiv statistisch ausgewertet (Min-Werte, Max-Werte, Mittelwerte, Median) und mithilfe von Boxplot-Diagrammen graphisch veranschaulicht. Ferner wurden die Ergebnisse der ökologischen Variante der einzelnen Paarvergleiche hinsichtlich ihrer relativen Merkmalsausprägung im Vergleich zur konventionellen Variante auf der Basis quantitativer Kriterien klassifiziert (Öko +, Öko =, Öko -).

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur ergab über alle Indikatoren hinweg, dass die ökologische Bewirtschaftung gegenüber der konventionellen Variante im Bereich des Umwelt- und Ressourcenschutzes bei 58 % der analysierten Vergleichspaare Vorteile aufwies. Bei 28 % konnten keine Unterschiede festgestellt werden, bei 14 % der Vergleichspaare war die konventionelle Variante vorteilhafter. Kein klares Bild zeigte sich beim Tierwohl. Bei 46 % der Vergleichspaare wurden über alle Tierarten und Produktionsrichtungen hinweg keine eindeutigen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Tierhaltung festgestellt. Die ökologische Wirtschaftsweise wies bei 35 % der Vergleichspaare Vorteile auf, wohingegen die konventionelle Variante bei 19 % der Vergleichspaare besser abschnitt. Allerdings wurden nur sehr wenige Studien gefunden, die Tierwohl im umfassenden Sinne berücksichtigten.

Die wichtigsten Ergebnisse der einzelnen Leistungsbereiche lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- **Wasserschutz**: Die ökologische Landwirtschaft zeigt ein hohes Potenzial zum Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, nachweislich insbesondere für den Eintrag von Nitrat- und Pflanzenschutzmitteln. Im Mittel vermindert eine ökologische Bewirtschaftung in den ausgewerteten Untersuchungen die Stickstoffausträge um 28 % (Median). Methodisch besonders anspruchsvolle Studien unterstreichen die Ergebnisse der quantitativen Bewertung. In diesen Arbeiten wurde im Durchschnitt eine um 39 % (Median) verminderte Stickstoffauswaschung

unter ökologischer Bewirtschaftung ermittelt. Durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel wird der Eintrag von Wirkstoffen mit einer potenziell hohen Umwelttoxizität unterbunden. Auch bei Tierarzneimitteln kann aufgrund der Produktionsvorschriften für die ökologische Tierhaltung von deutlich geringeren Einträgen ausgegangen werden. Hinsichtlich der Phosphoreinträge in Gewässer lassen die Produktionsvorschriften ebenfalls eine geringere Belastung erwarten. Für eine gut abgesicherte Aussage liegen allerdings nicht genügend geeignete Studien vor, insbesondere, weil vergleichende Untersuchungen zum Phosphorabtrag durch Erosion fehlen. Die Auswertung der Untersuchungen zeigt, dass bei 70 % der 292 Paarvergleiche die ökologische Variante hinsichtlich des Austrags von Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln eindeutige Vorteile gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung aufwies. Insofern kann der ökologische Landbau insbesondere zur Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland empfohlen werden.

- **Bodenfruchtbarkeit**: Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zur Bodenfruchtbarkeit zeigt deutliche Vorteile des ökologischen Landbaus. Die Abundanzen und Biomassen von Regenwurmpopulationen waren unter ökologischer Bewirtschaftung im Mittel (Median) um 78 bzw. 94 % höher. Bei 62 % der Vergleichspaare war die ökologische Wirtschaftsweise im Oberboden mit einer geringeren Versauerung verbunden (Differenz insgesamt 0,4 pH-Einheiten). Bezüglich des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden konnte keine eindeutige Tendenz für die eine oder andere Bewirtschaftungsform festgestellt werden. Unterschiedliches Düngungsmanagement sowie diverse P-Analysemethoden erschweren die Interpretation der Daten. Ein hoher Eindringwiderstand in den Boden ist ein Indikator für Schadverdichtungen. Im Mittel war der Eindringwiderstand im ökologischen Ackerbau geringer (Median -22 %). Dieses Ergebnis basiert jedoch auf nur vier Studien. Unter Berücksichtigung aller Indikatoren zeigten sich hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit bei 56 % der Vergleichspaare Vorteile für die ökologische Bewirtschaftung.
- **Biodiversität**: Positive Effekte des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität sind für die untersuchten Artengruppen eindeutig belegbar. Im Mittel (Median) lagen die mittleren Artenzahlen der Ackerflora bei ökologischer Bewirtschaftung um 95 %, bei der Acker-Samenbank um 61 % und der Saumvegetation um 21 % höher. Bei den Feldvögeln waren die Artenzahl um 35 % und die Abundanz um 24 % (Mediane) bei ökologischer Bewirtschaftung höher. Mit 23 % bzw. 26 % lagen diese Werte auch bei den blütenbesuchenden Insekten höher. Insgesamt betrachtet zeigten sich bei 86 % (Flora) bzw. 49 % (Fauna) der Vergleichspaare deutliche Vorteile durch ökologischen Landbau. Nur in 2 von 75 Studien wurden anhand der vorgenommen Klassifikation negative Effekte bei ökologischer Bewirtschaftung bei 12 von 312 Vergleichspaaren 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. Im Durchschnitt weisen ökologisch bewirtschaftete Böden einen um 10 % höheren Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff und eine um 256 kg C/Hektar höhere jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate auf. Die

Lachgasemissionen sind, gemäß der ausgewerteten Studien, im Mittel um 24 % niedriger. Aus diesen Werten ergibt sich eine kumulierte Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus von 1.082 kg CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr. Aufgrund fehlender robuster empirischer Vergleichsstudien wurden die ertragsskalierten Klimaschutzleistungen qualitativ bewertet. Demnach erbringt die ökologische Landwirtschaft bezüglich ertragsskalierter Treibhausgasemissionen im Bereich Boden/Pflanze wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie die konventionelle Landwirtschaft. Ferner erbringt die ökologische Rinderhaltung bezüglich stoffwechselbedingter Methanemissionen pro kg Milch vermutlich niedrigere Leistungen als die konventionelle Rinderhaltung. Die Gesamtemissionen pro kg Milch aus ökologischer und konventioneller Milchproduktion werden als wahrscheinlich vergleichbar eingestuft.

- **Klimaanpassung**: Wichtige Eigenschaften des Oberbodens, die zur Erosionsvermeidung und zum Hochwasserschutz beitragen, wiesen bei einer ökologischen im Vergleich zu einer konventionellen Bewirtschaftung vergleichbare oder bessere Werte auf. Der C_{org}-Gehalt und die Aggregatstabilität waren im Mittel (Median) im ökologischen Landbau 26 % bzw. 15 % höher; bei der Infiltration wurde ein Unterschied von 137 % festgestellt. Da eine höhere Infiltration den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluss reduziert, waren auch diese Werte im Mittel (Median) unter einer ökologischen Bewirtschaftung niedriger (-22 % bzw. -26 %). Dies lag vor allem am Klee- und Luzerne-Gras-Anbau. Im Gegensatz dazu wurden bei der Trockenraumdichte keine nennenswerten Unterschiede festgestellt (-4 %). Im Hinblick auf die ausgewählten Indikatoren zur Bewertung der Leistung im Bereich Klimaanpassung (d.h. Erosions- und Hochwasserschutz) zeigte der ökologische Landbau eindeutige Vorteile in Bezug auf die Vorsorge auf der Ebene von Einzelschlägen (C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität, Infiltration), deutlich 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.
- **Ressourceneffizienz**: Die Ressourceneffizienz wurde am Beispiel der Stickstoffeffizienz (Stickstoffinput, Stickstoffoutput, Stickstoffsaldo, Stickstoffeffizienz) und der Energieeffizienz (Energieinput, Energieoutput, Energieeffizienz) im Pflanzenbau untersucht. In der Literaturanalyse wurde die Ressourceneffizienz des ökologischen und konventionellen Landbaus auf den Ebenen der Fruchtfolge und der Fruchtart Weizen verglichen. Zusätzlich wurden Ergebnisse aus dem Netzwerk von Pilotbetrieben auf der Ebene des Betriebes in den Systemvergleich einbezogen. Die Ergebnisse zeigen im ökologischen Landbau deutlich geringere Stickstoff- und Energieinputs, aber ertragsbedingt auch geringere Stickstoff- und Energieoutputs. Die Stickstoffsalden (flächenbezogene Stickstoffverlustpotenziale) waren im ökologischen Landbau wesentlich geringer als im konventionellen Landbau (Median je nach Betrachtungsebene -40 % bis -70 %). Die Stickstoffeffizienz lag bei 46 %, die Energieeffizienz bei 58 % der Vergleichspaare im ökologischen Landbau eindeutig höher als im konventionellen Landbau. Die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau waren auf der Betriebsebene deutlicher ausgeprägt als auf der Fruchtarten- und Fruchtfolgeebene.

- **Tierwohl**: Über alle Nutztierarten und Produktionsrichtungen hinweg ergaben die Ergebnisse kein klares Bild, ob ökologische im Vergleich zu konventionellen Betrieben höhere Tierwohlleistungen erbringen. Die ausgewerteten Vergleichsstudien fokussieren zumeist auf Einzelaspekte und überwiegend auf Milchkühe. Bei der Tiergesundheit wurden außer bei der Klauen- und Gliedmaßengesundheit keine grundlegenden Unterschiede festgestellt, das Management scheint diesbezüglich entscheidender zu sein als die Wirtschaftsweise. Unter Berücksichtigung sämtlicher Einzelindikatoren und Tierarten wies die ökologische gegenüber der konventionellen Variante bei 34 % der Vergleichspaare bessere Tiergesundheitswerte auf; bei 46 % konnten keine eindeutigen Unterschiede festgestellt werden. Werden über die Vorgaben der EU-Öko-Verordnung die Hauptrisikofaktoren für Tiergesundheitsprobleme adressiert, schneiden ökologische Betriebe besser ab. So wirken sich beispielsweise die Vorgaben zu Einstreu und Platzangebot vorteilhaft auf die Klauen- und Gliedmaßengesundheit aus. Nur wenige Studien berücksichtigen bisher neben der Tiergesundheit weitere Dimensionen des Tierwohls, d.h. Tierverhalten und emotionales Befinden. Die vorhandenen Studien deuten hier beim Tierverhalten und beim emotionalen Befinden Vorteile der ökologischen Tierhaltung an, z.B. aufgrund des größeren Platzangebots oder des vorgeschriebenen Zugangs zu Freiflächen bzw. Weidegangs.

Die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft im Bereich des Umwelt- und Ressourcenschutzes sowie des Tierwohls ergeben sich insbesondere durch den im ökologischen Landbau verfolgten Systemansatz und der sich daraus ergebenden, typischerweise verminderten Produktionsintensität. So wird beispielsweise die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch eine geringere Düngungsintensität und Herbizidverzicht gefördert, niedrige N-Salden und die Limitierung des Düngeniveaus bedingen eine geringe Nitrat-Austragsgefährdung, weitgestellte Fruchtfolgen mit organischer Düngung und mehrjährigem Futterbau fördern die Bodenfruchtbarkeit und beugen den Auswirkungen des Klimawandels vor. Ebenso reduziert der Verzicht auf Pflanzenschutzmittel und die Minimierung des Einsatzes von Tierarzneimitteln das Risiko des Eintrags dieser Substanzen in Grund- und Oberflächengewässer.

Abgesehen von den Indikatoren N-Austrag, CH_4-Emissionen aus der Milchviehhaltung, THG-Gesamtemissionen sowie der Stickstoff- und Energieeffizienz wurden die Umweltwirkungen in den herangezogenen Untersuchungen ausschließlich auf die Fläche bezogen. Beim Tierwohl erfolgte die Bewertung anhand einzelner Tiere oder der Herde. Aus einer fachlichen Perspektive ist dieser Bezug aufgrund des originären Zusammenhangs naheliegend. So entsteht beispielsweise der Bodenabtrag auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; auch der Lebensraum von Flora und Fauna bezieht sich auf eine räumlich abgegrenzte Fläche. Das Tierwohl ist wiederum als unteilbar anzusehen.

Aus einer politischen Perspektive ist bei der Bewertung der Umwelt- und Tierwohlleistungen des ökologischen Landbaus zu berücksichtigen, dass die gesellschaftliche Erwartung an die Landwirtschaft sich nicht nur auf den Schutz der Umwelt oder der Ressourcen beschränkt, sondern auch ihre Nutzung und die Erzeugung ausreichender Lebensmittel mit einbezieht. Eine pauschale Festlegung der Bezugsgröße (d.h. Fläche oder Ertrag) wird der Komplexität dieses Zusammenhangs

nicht gerecht. Vielmehr bedarf es einer differenzierten Abwägung, in welchem Kontext und in welcher Weise der Ressourcennutzung oder dem Ressourcenschutz eine höhere Priorität beizumessen ist und damit welche Bezugseinheit für die Bewertung der verschiedenen gesellschaftlichen Leistungen heranzuziehen ist. Hierfür sollten der räumliche Bezug des Lösungsansatzes zur Verminderung einer Umweltbelastung (d. h. ob eine Umweltleistung lokal oder global bereitzustellen ist, um eine Beeinträchtigung zu vermindern), die regionale Ausprägung der Umweltbelastung (d. h. die Knappheit einzelner Umweltgüter in einer Region) sowie die Gefahr und das Ausmaß von Verlagerungseffekten in Betracht gezogen werden. Für die Bereitstellung lokaler öffentlicher Güter wie beispielsweise dem Wasserschutz ist es aus einer gesellschaftlichen Perspektive – insbesondere in Regionen mit gravierenden Umweltproblemen – naheliegend, die Fläche als Bezugseinheit heranzuziehen. Im Gegensatz dazu bietet sich für die Beurteilung global bereitzustellender öffentlicher Güter wie dem Klimaschutz in erster Linie der Ertragsbezug an. Unabhängig davon ist zu berücksichtigen, dass eine ökologische Bewirtschaftung verschiedene Umweltbelastungen gleichzeitig reduzieren kann und folglich auch die aggregierte Wirkung bei der Bewertung des ökologischen Landbaus eine wichtige Rolle spielen sollte. Folglich ist deshalb zu schlussfolgern, dass der ökologische Landbau einen relevanten Beitrag zur Lösung der umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen dieser Zeit leisten kann und zu Recht als eine Schlüsseltechnologie für eine nachhaltige Landnutzung gilt.

Summary

Organic farming is considered to be a sustainable land use system and is therefore specifically supported by policy. Although the interactions between organic farming and the resulting socially relevant environmental benefits have received increasingly widespread recognition in science and politics, the potential of organic farming to solve the environmental and resource challenges of our time are still assessed differently. Against this background, the aim of this study was to conduct a comprehensive analysis and evaluation of scientific studies on public goods provided by organic farming in the following areas: water protection, soil fertility, biodiversity, climate mitigation, climate adaptation, resource efficiency, and animal welfare.

As part of a literature review, a total of 528 studies with 2,816 pairs (organic vs. conventional farming) were selected for the analysis. These studies had to meet the following criteria: (a) publication period: January 1990 to March 2018; (b) region: temperate climates; (c) study design: at least one organic/conventional pair, and (d) language: studies in German or English. The results of the comparisons between organic and conventional farming were evaluated using descriptive statistics (min, max, mean and median values) and graphically illustrated using box plot diagrams. In addition, the results of the organic variant of the individual pairs were classified on the basis of quantitative criteria with regard to their relative characteristics compared to the conventional variant (*Öko +, Öko =, Öko -*).

The evaluation of the scientific literature found that, across all indicators for the fields of environmental protection and resource conservation, organic management showed advantages over conventional management in 58 % of the pairs analysed. No differences were found for 28 %, and in 14 % of the comparison pairs, the conventional management was more advantageous. No clear picture was drawn regarding animal welfare. No substantial differences were found between organic and conventional livestock across all animal species and production forms in 46 % of the comparison pairs. Organic management showed advantages in 35 % of the pairs, whereas conventional management performed better in 19 % of the pairs. However, very few studies have been found considering animal welfare in a comprehensive sense.

The most important results of the individual environmental factors can be summarized as follows:

- **Water protection**: Organic agriculture shows a high potential for the protection of ground-water and surface water, especially in terms of nitrogen leaching and pesticide contaminations. The evaluated comparison studies show that organic farming could reduce nitrate leaching by 28 % (median) on average. Studies using advanced methodologies underline the results of the quantitative evaluation, showing on average 39 % (median) less nitrate leaching under organic practice. In general, the avoidance of chemical-synthetic pesticides in organic agriculture restricts the input of active substances with potentially high environmental toxicity. In regards to veterinary drugs in animal production, organic systems are also expected to have lower impact due to restrictive production rules. As far as

phosphorus losses to ground and surface waters are concerned, organic production standards would also be expected to reduce contamination. However, there were insufficient comparison studies available for a well-founded statement on phosphorus losses, especially since comparative studies on phosphorus losses due to erosion are lacking. In summary, 70 % of the 292 comparison pairs evaluated show that the impact of nitrogen and pesticide leaching on groundwater and surface water is much lower in organic farming compared to conventional farming. In this respect, organic farming can be recommended in particular for the management of water conservation (catchment sensitive) areas in Germany.

- **Soil fertility**: The evaluation of the scientific literature on soil fertility shows clear advantages of organic farming. The abundance and biomass of earthworm populations were on average (median) 78 % and 94 % higher, respectively, under organic management. In 62 % of the comparison pairs, organic farming was associated with lower acidification in the topsoil (difference totalling 0.4 pH units). With regard to the content of plant available phosphorus in the top soil, no clear tendency in favour of one farming system or another could be determined. Differences in fertiliser management and various P-analysis methods make it difficult to interpret the data. A high penetration resistance of the soil is an indicator for compaction damage. On average, the penetration resistance in organic farming was 22 % lower (median). However, this result is based on only four studies. Taking all indicators into account, 56 % of the pairs showed advantages for organic farming in terms of soil fertility.
- **Biodiversity**: Positive effects of organic farming on biodiversity can be clearly demonstrated for the species groups studied. On average (median values), species numbers on arable land were 95 % higher under organic management as well as 61 % higher for field seed bank and 21 % higher for field margin vegetation. In the case of the farmland birds, the number of species was 35 % higher and the abundance 24 % higher (median values) for organic farming. At 23 % and 26 %, respectively, these values were higher for flower-visiting insects. Overall, 86 % (flora) and 49 % (fauna) of the comparison pairs showed distinct advantages through organic farming. Only two out of 75 studies found negative effects from organic management in 12 out of 312 pairs, based on the classification made. It should be noted that landscape structure has a significant impact on biodiversity, especially on fauna, and this can strongly outweigh the effects of land use.
- **Climate mitigation**: The comparison of empirical results for soil-derived greenhouse gas emissions from organic and conventional agriculture in temperate climates shows positive effects from organic management. On average, organically managed soils have a 10 % higher organic carbon content and a higher annual carbon sequestration rate of 256 kg C/ha. Nitrous oxide emissions are on average 24 % lower according to the studies evaluated. These values result in a cumulative GHG mitigation 1,082 kg CO_2e/ha per year from organic farming. Due to the lack of robust, empirical comparative studies, the yield-related climate mitigation was assessed qualitatively. Here, due to lower yields, organic farming probably achieves similar emissions from soil and plants per kg of output as conventional agriculture. In addition, metabolism-related methane emissions per kg of milk in organic dairy farming are probably higher than in conventional dairy farming. Total GHG emissions per kg of milk from organic and conventional milk production are considered to be comparable.

- **Climate adaptation**: Important topsoil properties that contribute to erosion prevention and flood protection have comparable or better values under organic compared with conventional management. C_{org} content and aggregate stability were 26 % and 15 % higher on average (median), respectively, in organic farming; infiltration showed a difference of 137 %. Since higher infiltration reduces soil erosion and soil surface water flows, these were also lower under organic farming (-22 % and -26 % median values, respectively). This was mainly due to the use of clover/grass and lucerne leys. In contrast, no noteworthy differences were found in bulk density (-4 %). With regard to the indicators selected to assess climate adaptation performance (i.e. erosion and flood protection), organic farming showed clear benefits at individual plot level (C_{org} content, aggregate stability, infiltration), and clear expected benefits at the crop rotation level (C-factor of the Universal Soil Loss Equation) and tentative landscape-level benefits (surface runoff, soil erosion). At landscape level, other factors besides agricultural management, such as landscape structure and form, rainfall and discharge regimes play an important role in erosion and flood protection.
- **Resource efficiency**: Resource efficiency was studied using nitrogen efficiency (nitrogen input, nitrogen output, nitrogen balance, nitrogen efficiency) and energy efficiency (energy input, energy output, energy efficiency) in crop production. The literature review compared the resource efficiency of organic and conventional agriculture at crop rotation and wheat crop levels. In addition, results from the (German) network of pilot farms were included in the system comparison at farm level. The results show significantly lower nitrogen and energy inputs in organic farming, but also lower nitrogen and energy outputs due to reduced yields. The nitrogen balances (area-related nitrogen loss potentials) were substantially lower in organic farming than in conventional agriculture (median -40 % to -70 % depending on the analysis level). In 46 % of the comparison pairs, nitrogen efficiency was clearly higher under organic management; for energy efficiency, this was the case for 58 % of comparison pairs. The differences between organic and conventional agriculture were more pronounced at farm level than at crop and crop rotation level.
- **Animal welfare**: Across all livestock species and production methods, the results did not provide a clear picture of whether organic is more welfare friendly than conventional husbandry. The evaluated comparative studies focus mostly on single issues and mainly on dairy cows. Animal health was not substantially different except lameness and leg injuries. This indicates that management factors are of greater importance than production system. Taking into account all welfare indicators and animal species, organic husbandry showed advantages in 34 % of the comparison pairs. No clear differences were found in 46 % of the pairs. Organic farms perform better if the main risk factors for animal health problems are addressed within the EU Organic Regulations. Thus, for example, the requirements for litter and space have a positive effect on lameness and leg health. Only a few studies take other dimensions of animal welfare into account, such as animal behaviour and emotional state, in addition to animal health. The existing studies indicate animal behaviour and emotional state benefits of organic livestock husbandry, e.g. due to greater space or access to pasture.

The differences between organic and conventional agriculture in the area of environmental and resource protection, as well as animal welfare, are in particular a result of the system approach pursued in organic farming and the associated typically reduced production intensity. Thus, for example, biodiversity in the agricultural landscape is enhanced by a lower fertilizer intensity and avoidance of herbicide use; while low N balances and the limitation of the fertilisation level cause a low nitrate leaching risk. Extended crop rotations with organic fertilisation and multi-year forage production promote soil fertility and mitigate the negative effects of climate change. Similarly, avoiding pesticides and minimizing the use of veterinary drugs reduces the risk of ground- and surface water contamination by these products.

Apart from the indicators of N-leaching, CH_4 emissions from dairy cattle farming, total GHG-emissions as well as nitrogen and energy efficiency, the environmental impact is solely related to the agricultural area. Animal welfare was assessed based on individual animals or at herd level. From a technical perspective, this reference unit is obvious because of the original context. For example, soil loss occurs on agricultural land. Flora and fauna also refer to a spatially delimited habitat. Animal welfare is considered to be inseparable.

From a policy perspective, it should be borne in mind when assessing the environmental and animal welfare benefits of organic farming that the public expectation of agriculture is not limited to the protection of the environment or resources, but also includes their use and the production of sufficient food. A general determination of the reference unit (i.e. area or yield) does not do justice to the complexity of this relationship. Rather, a differentiated assessment is required, concerning in which context and what manner resources use or conservation should be prioritised and therefore which parameter is best suited. To this end, the spatial approach to reducing environmental problems (i.e. focusing on environmental performance locally or globally to mitigate degradation), the regional extent of the environmental problem (i.e. the scarcity of individual environmental goods in a region) and the degree and extent of translocation effects should be considered. From a societal perspective - especially in regions with severe environmental problems - it makes sense to use the area as a reference unit for the provision of local public goods such as water protection. In contrast, the assessment of global public goods, such as climate protection, should be primarily related to yields. Nevertheless, it has to be taken into account that organic farming can simultaneously reduce various environmental problems and consequently the aggregated impact should also play an important role when evaluating organic farming. Consequently, it can be concluded, that organic farming can make a relevant contribution to solving the contemporary environmental and resource challenges and is rightly considered a key technology for sustainable land use.

Verzeichnisse

Inhaltsverzeichnis

Vorwort i

Zusammenfassung iii

Summary ix

Autorenschaft xix

Tabellenverzeichnis xx

Abbildungsverzeichnis xxvii

Abkürzungsverzeichnis xxxi

Erster Teil Wissenschaftlicher und politischer Kontext der Arbeit

1 Einführung 1

1.1 Hintergrund und Problemstellung 1

1.2 Zielsetzung der Arbeit und Eingrenzung des Themas 4

1.3 Berichtsstruktur 6

2 Methodische Vorgehensweise 7

2.1 Identifikation und Auswahl der Vergleichsstudien und Indikatoren 7

2.2 Auswertungsverfahren und Ergebnisdarstellung 10
2.2.1 Deskriptiv-statistische Auswertung 10
2.2.2 Klassifikation 10

2.3 Ergänzende Informationen zum Vorgehen bei einzelnen Leistungsbereichen 12
2.3.1 Wasserschutz 12
2.3.2 Bodenfruchtbarkeit 17
2.3.3 Biodiversität 17
2.3.4 Klimaschutz 18
2.3.5 Klimaanpassung 20
2.3.6 Ressourceneffizienz 21
2.3.7 Tierwohl 22

Zweiter Teil Gesellschaftliche Leistungen des ökologischen Landbaus im Vergleich

3 Wasserschutz 25

3.1 Hintergrund und Relevanz 25

3.2 Grundlagen 29
- 3.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 29
- 3.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 32
- 3.2.3 Thesen und Erwartungen 36

3.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 36
- 3.3.1 Stickstoff 39
- 3.3.2 Phosphor 46
- 3.3.3 Pflanzenschutzmittel 47
- 3.3.4 Tierarzneimittel 49

3.4 Resümee und weitere Überlegungen 50
- 3.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 50
- 3.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung 52
- 3.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 53
- 3.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 55

4 Bodenfruchtbarkeit 59

4.1 Hintergrund und Relevanz 59

4.2 Grundlagen 60
- 4.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 60
- 4.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 63
- 4.2.3 Thesen und Erwartungen 64

4.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 66
- 4.3.1 Regenwürmer 68
- 4.3.2 Mikroorganismen im Boden 73
- 4.3.3 Bodenacidität 76
- 4.3.4 Nährelement Phosphor 80
- 4.3.5 Eindringwiderstand des Bodens 84

4.4 Resümee und weitere Überlegungen 90
- 4.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 90
- 4.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung 92
- 4.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 94
- 4.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 95

5 Biodiversität 97

5.1 Hintergrund und Relevanz 97

5.2 Grundlagen 101
5.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 101
5.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 102
5.2.3 Thesen und Erwartungen 105

5.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 106
5.3.1 Ackerflora 108
5.3.2 Acker-Samenbank 112
5.3.3 Saumvegetation 113
5.3.4 Vögel 115
5.3.5 Insekten 118

5.4 Resümee und weitere Überlegungen 123
5.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 123
5.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der Umweltleistung 127
5.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 128
5.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 129

6 Klimaschutz 133

6.1 Hintergrund und Relevanz 133

6.2 Grundlagen 137
6.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 137
6.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 138
6.2.3 Thesen und Erwartungen 139

6.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 140
6.3.1 Organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt 142
6.3.2 Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff 145
6.3.3 Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden 146
6.3.4 Bodenbürtige Lachgasemissionen 148
6.3.5 Bodenbürtige Methangasemissionen 150
6.3.7 Gesamt-Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau 150
6.3.6 Methanemissionen aus der enterischen Verdauung 152
6.3.8 Gesamt-Treibhausgasemissionen in der Milchviehhaltung 152

6.4 Resümee und weitere Überlegungen 153
6.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 153
6.4.2 Bezugseinheiten zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung 155
6.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 157
6.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 157

7 Klimaanpassung 161

7.1 Hintergrund und Relevanz 161

7.2 Grundlagen 166
7.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 166
7.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 167
7.2.3 Thesen und Erwartungen 168

7.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 169
7.3.1 Fruchtfolgeeffekte (C-Faktor) 171
7.3.2 Anteil organischer Substanz 173
7.3.3 Aggregatstabilität 175
7.3.4 Trockenraumdichte 177
7.3.5 Infiltration 179
7.3.6 Oberflächenabfluss 181
7.3.7 Bodenabtrag 183

7.4 Resümee und weitere Überlegungen 185
7.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 185
7.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung 187
7.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 188
7.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 189

8 Ressourceneffizienz 191

8.1 Hintergrund und Relevanz 191

8.2 Grundlagen 193
8.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 193
8.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 194
8.2.3 Thesen und Erwartungen 195

8.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 196
8.3.1 N-Input 203
8.3.2 N-Output 206
8.3.3 N-Effizienz 208
8.3.4 N-Saldo 210
8.3.5 Energieinput 212
8.3.6 Energieoutput 214
8.3.7 Energieeffizienz 215

8.4 Resümee und weitere Überlegungen 217
8.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 217
8.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung 218
8.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 218
8.4.4 Weiterer Forschungsbedarf 220

9 Tierwohl 221

9.1 Hintergrund und Relevanz 221

9.2 Grundlagen 222
9.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen 222
9.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien 224
9.2.3 Thesen und Erwartungen 226

9.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs 227
9.3.1 Milchkühe 230
9.3.2 Aufzuchtkälber 243
9.3.3 Mastrinder/Schlachtrinder 246
9.3.4 Schweine 248
9.3.5 Geflügel 252
9.3.6 Kleine Wiederkäuer 255

9.4 Resümee und weitere Überlegungen 257
9.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse 257
9.4.2 Überlegungen zur Auswahl der Bezugseinheit 259
9.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus 259
9.4.4 Forschungsbedarf 260

Dritter Teil Neue Perspektiven und Herausforderungen

10 Ökonomische Betrachtung 263

10.1 Hintergrund 263

10.2 Überblick über agrarrelevante Umweltkosten und Nutzwertverluste 264
10.2.1 Schadenskosten 264
10.2.2 Nutzwertverluste 265
10.2.3 Vermeidungskosten 266

10.3 Beitrag des ökologischen Landbaus zur Verminderung von Umweltkosten und Nutzwertverlusten 268

10.4 Resümee und weitere Überlegungen 270

11 Synthese 273

Literaturverzeichnis 287

Autorenschaft

Kapitel 1 **Einleitung**

Jürn Sanders, Jürgen Heß, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Karin Stein-Bachinger

Kapitel 2 **Methodik**

Anke Hupe, Jürn Sanders, Lucie Chmelikova, Andreas Gattinger, Almut Haub, Johanna Hoppe, Rüdiger Jung, Karin Levin, Solveig March, Hanna Treu, Philipp Weckenbrock

Kapitel 3 **Wasser**

Daniel Kusche, Johanna Hoppe, Anke Hupe, Jürgen Heß

Kapitel 4 **Boden**

Rüdiger Jung, Knut Schmidtke

Kapitel 5 **Biodiversität**

Karin Stein-Bachinger, Almut Haub, Frank Gottwald

Kapitel 6 **Klimaschutz**

Philipp Weckenbrock, Hannah L. Sanchez-Gellert, Andreas Gattinger

Kapitel 7 **Klimaanpassung**

Karin Levin, Robert Brandhuber, Annette Freibauer, Klaus Wiesinger

Kapitel 8 **Ressourceneffizienz**

Lucie Chmelikova, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Kapitel 9 **Tierwohl**

Solveig March, Daniela Haager, Jan Brinkmann

Kapitel 10 **Ökonomische Perspektive**

Hanna Treu, Jürn Sanders

Kapitel 11 **Synthese**

Jürgen Heß, Jürn Sanders, Jan Brinkmann, Lucie Chmelikova, Andreas Gattinger, Frank Gottwald, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Rüdiger Jung, Solveig March, Karin Stein-Bachinger, Klaus Wiesinger

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1	Anzahl der im Rahmen der Literaturrecherche identifizierten und ausgewählten Studien, Indikatoren und Vergleichspaare	9
Tabelle 2.2	Indikatoren und Klassifikationskriterien zur Beurteilung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Umweltbereich	11
Tabelle 2.3	Indikatoren und Klassifikationskriterien zur Beurteilung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Tierwohl	12
Tabelle 2.4	Bewertungskriterien und Gesamtwert-Punkte der Gütebewertung	16
Tabelle 3.1	Produktionsvorschriften der ökologischen Landwirtschaft (unterteilt in den Vorgaben der EU-Öko-Verordnung und den Verbandsrichtlinien) mit Auswirkungen auf den Wasserschutz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	31
Tabelle 3.2	Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Stickstoff	33
Tabelle 3.3	Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Phosphor	34
Tabelle 3.4	Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Pflanzenschutzmittel	35
Tabelle 3.5	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des berechneten bzw. potentiellen N-Austrag mit Flächenbezug(Experimentalstudien, Modell- und LCA-Analysen) sowie nach Ertragsbezug (Modell- und LCA-Analysen) im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	41
Tabelle 3.6	Gütebeurteilung der herangezogenen 137 Vergleichspaare aus 50 Experimentalstudien zum potentiellen und berechneten N-Austrag mit Flächenbezug	42
Tabelle 3.7	Berechneter N-Austrag in kg pro Hektar und Jahr unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung in Studien der Gütekategorie A+ (Mittelwert, Median sowie Min- und Max-Wert)	43
Tabelle 3.8	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des berechneten bzw. potentiellen N-Austrag pro Hektar mit Flächenbezug (Experimentalstudien) im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft differenziert nach Gütekategorien der Studien	44

Tabelle 3.9	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	48
Tabelle 4.1	Vergleich der Bodenfruchtbarkeitskennziffern nach Kundler (1989) mit den für die Vergleichsanalyse ausgewählten Indikatoren	66
Tabelle 4.2	Charakteristische Maßzahlen der Datensätze für das Themengebiet Regenwürmer	70
Tabelle 4.3	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Abundanz / Biomasse von Regenwürmern im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	70
Tabelle 4.4	Charakteristische Maßzahlen der Datensätze für den pH-Wert des Oberbodens	78
Tabelle 4.5	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Bodenacidität im Oberboden von Ackerflächen im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	78
Tabelle 4.6	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	82
Tabelle 4.7	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	88
Tabelle 4.8	Charakteristische Maßzahlen zur prozentualen Differenz zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden	89
Tabelle 5.1	Bewirtschaftungseffekte auf die Artenzahl und/oder Abundanz verschiedener Artengruppen in vier Reviews	103
Tabelle 5.2	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Ackerflora im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	110
Tabelle 5.3	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Acker-Samenbank im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	113
Tabelle 5.4	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Saumvegetation im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	114
Tabelle 5.5	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Vögel im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	116

Tabelle 5.6	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz blütenbesuchender Insekten im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	121
Tabelle 5.7	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Flora und Fauna im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	125
Tabelle 6.1	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des organischen Bodenkohlenstoff-Gehalts im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	143
Tabelle 6.2	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der SOC-Vorräte im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	146
Tabelle 6.3	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlichen Böden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	147
Tabelle 6.4	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Emission von Lachgas je Hektar im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	149
Tabelle 6.5	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Emission von Methan je Hektar im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	150
Tabelle 7.1	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des C-Faktors im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	172
Tabelle 7.2	Absolute Werte aus den Experimentalstudien zum Indikator C_{org}-Gehalt (g/kg)	173
Tabelle 7.3	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des C_{org}-Gehaltes im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	174
Tabelle 7.4	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Aggregatstabilität im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	176
Tabelle 7.5	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Trockenraumdichte im Vergleich zur konventionelleren Landwirtschaft	178
Tabelle 7.6	Absolute Werte aus den Experimentalstudien zum Indikator Trockenraumdichte (g/cm^3)	179
Tabelle 7.7	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Infiltration im Vergleich zur konventionelleren Landwirtschaft	180
Tabelle 7.8	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Oberflächenabflusses im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	182

Tabelle 7.9	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Bodenabtrags im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung	184
Tabelle 8.1	Übersicht zu Indikatoren der Stickstoffeffizienz und Stickstoffbilanz	198
Tabelle 8.2	Übersicht zu Indikatoren der Energieeffizienz und Energiebilanz	200
Tabelle 8.3	Input im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)	204
Tabelle 8.4	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Inputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	205
Tabelle 8.5	N-Output im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)	206
Tabelle 8.6	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Outputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	207
Tabelle 8.7	N-Effizienz im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (%)	208
Tabelle 8.8	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der N-Effizienz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	209
Tabelle 8.9	N-Salden im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)	211
Tabelle 8.10	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Saldos im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	211
Tabelle 8.11	Energieinput im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (GJ/ha und Jahr)	213
Tabelle 8.12	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Energieinputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	213
Tabelle 8.13	Energieoutput im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (GJ/ha und Jahr)	214
Tabelle 8.14	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Energieoutputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	215
Tabelle 8.15	Energieeffizienz im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (%)	216
Tabelle 8.16	Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Energieeffizienz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	217

Tabelle 9.1	Übersicht über die Anzahl identifizierter Vergleichsstudien sowie Vergleichspaare je Nutztierart und Produktionsrichtung	230
Tabelle 9.2	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Eutergesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	231
Tabelle 9.3	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Stoffwechselgesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	233
Tabelle 9.4	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Klauen- und Gliedmaßengesundheit sowie Integumentschäden im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	236
Tabelle 9.5	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Fruchtbarkeit und Reproduktion im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	237
Tabelle 9.6	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich sonstiger Erkrankungen, Infektionen sowie der Parasitenbelastung im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	239
Tabelle 9.7	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Mortalitäts-, Abgangs- und Remontierungsraten sowie Abgangsalter im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	240
Tabelle 9.8	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Verhaltens und Emotionen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	242
Tabelle 9.9	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit der Aufzuchtkälber im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	243
Tabelle 9.10	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Emotionen der Aufzuchtkälber im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	245
Tabelle 9.11	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	246
Tabelle 9.12	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Mutterkühen und Kälbern im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	248
Tabelle 9.13	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Schweinen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	249
Tabelle 9.14	Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich des Verhaltens von Schweinen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung	251

Tabelle 9.15 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Geflügel im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung 252

Tabelle 9.16 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Verhaltens und Emotionen von Geflügel im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung 254

Tabelle 9.17 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von kleinen Wiederkäuern im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung 256

Tabelle 11.1 Bewertung der Leistungen der ökologischen Landwirtschaft im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz sowie Tierwohl auf der Basis der herangezogenen Studien und der Auswertung der Produktionsvorschriften im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft 278

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Ausgewählte Leistungsbereiche	5
Abbildung 2.1	Schematische Darstellung der Gütebeurteilung der Vergleichbarkeit und der Systemrepräsentanz	15
Abbildung 3.1	Verwendete Indikatoren und Teilindikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Wasserschutz	38
Abbildung 3.2	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der berechneten N-Auswaschung pro Hektar der Experimentalstudien sowie Modelle und LCAs (Auswahl der 132 VGP aus 202 VGP gesamt)	40
Abbildung 3.3	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der berechneten N-Auswaschung pro Hektar der Experimentalstudien differenziert nach Gütekategorien	43
Abbildung 4.1	Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Bodenfruchtbarkeit	67
Abbildung 4.2	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Abundanz und der Biomasse von Regenwürmern, bezogen auf eine Flächeneinheit (m^2)	69
Abbildung 4.3	Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des pH-Wertes des Oberbodens	77
Abbildung 4.4	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden (mg P/100 g TS Boden oder mg P/kg TS Boden)	82
Abbildung 4.5	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden bezogen auf eine Flächeneinheit (punktuelle Messungen auf Feldschlägen bis 30 cm Tiefe)	87
Abbildung 5.1	Verwendete Indikatoren und Artengruppen zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Biodiversität	107
Abbildung 5.2	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl der Ackerflora	109
Abbildung 5.3	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl der Acker-Samenbank	112

Abbildung 5.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl der Saumvegetation 114

Abbildung 5.5 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl und Abundanz der Vögel 115

Abbildung 5.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl blütenbesuchender Insekten 118

Abbildung 5.7 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Abundanz blütenbesuchender Insekten 119

Abbildung 5.8 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Abundanz blütenbesuchender Insekten, ohne Ergebnisse von Gabriel et al. (2010) 120

Abbildung 6.1 Verwendete Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Klimaschutz 141

Abbildung 6.2 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an organischem Bodenkohlenstoff (SOC %) 143

Abbildung 6.3 Organischer Bodenkohlenstoffgehalt in ökologisch bewirtschafteten Böden im Verhältnis zu dem in konventionell bewirtschafteten 144

Abbildung 6.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der SOC-Vorräte 146

Abbildung 6.5 Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlichen Böden 147

Abbildung 6.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich Emissionen von Lachgas je Hektar 149

Abbildung 7.1 Einfluss der Jahreszeiten auf die Erosivität (a) und Einfluss der Pflanzenbe-deckung auf den Bodenabtrag (b) 164

Abbildung 7.2 Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Klimaanpassung 171

Abbildung 7.3	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des C_{org}-Gehaltes bezogen auf die Produktions-fläche	173
Abbildung 7.4	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Aggregatstabilität bezogen auf die Produktionsfläche	176
Abbildung 7.5	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Trockenraumdichte bezogen auf die Produktionsfläche	178
Abbildung 7.6	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich Infiltration bezogen auf die Produktionsfläche	180
Abbildung 7.7	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Oberflächenabflusses bezogen auf die Produktionsfläche	182
Abbildung 7.8	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Bodenabtrags bezogen auf die Produktionsfläche	184
Abbildung 8.1	Stickstoffkreislauf (N-Flüsse in kg/ha) eines ökologischen Gemischtbetriebs mit Rinderhaltung	197
Abbildung 8.2	Energieflussschema im Pflanzenbau, Systemgrenzen und Energieflüsse	199
Abbildung 8.3	Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich der Ressourceneffizienz	201
Abbildung 8.4	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Inputs	204
Abbildung 8.5	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Outputs	206
Abbildung 8.6	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der N-Effizienz	208
Abbildung 8.7	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Saldos	210
Abbildung 8.8	Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Energieinputs	212
Abbildung 8.9	Relative Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Landnutzungssystemen hinsichtlich des Energieoutputs	214

Abbildung 8.10 Relative Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Landnutzungssystemen hinsichtlich der Energieeffizienz 216

Abbildung 9.1 Verwendete Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich Tierwohl (auf Basis der identifizierten Vergleichsstudien) 229

Abkürzungsverzeichnis

ΔN_{org}	Vorratsänderung des organischen Stickstoffs im Boden
A	langjähriger mittlerer jährlicher Bodenabtrag
ABAG	allgemeine Bodenabtragsgleichung
Art.	Artikel
As	Arsen
BCS	Body Condition Score
BHB	Betahydroxybutyrat
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
C	Kohlenstoff
C	Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
Ca	Calcium
$CaCl_2$	Calciumchlorid
Cd	Cadmium
CFE	Chloroform-Fumigation-Extraktion
CH_4	Methan
C_{mic}	mikrobiell gebundener Kohlenstoff
CO_2	Kohlendioxid
CO_2e	Kohlendioxid-Äquivalente (carbon dioxide equivalence)
C_{org}	Organischer Bodenkohlenstoff
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DE	Dungeinheiten
DGVE	Düngergroßvieheinheit
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft
DOK	Biologisch-dynamische (D), organisch-biologische (O) und konventionelle (K) Versuchsvariante
DüVO	Düngeverordnung

ECM	Energy corrected milk (fett- und eiweißkorrigierte Milch)
EG	Europäische Gemeinschaft
E_I	Energieinput
E_{Int}	Energieintensität
E_O	Energieoutput
ES	Experimentalstudien
ESR	Effort Sharing Regulation (Lastenteilungsverordnung)
EU	Europäische Union
EUE	Energy Use Efficiency
Fe	Eisen
FFH	Flora-Fauna-Habitat
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GE	Ertrag in Getreideeinheiten
GHG	Green House Gas
GJ	Gigajoule
GMD	geometrisch mittlerer Durchmesser
GV/GEV	Großvieheinheiten
GWP	Global Warming Potential
ha	Hektar
Hg	Quecksilber
HI	Herkunftssicherungs- und Informationssystem
HI Tier/HIT	Herkunfts- und Informationssystem für Tiere
IFOAM	International Federation of Organic Agriculture Movements (Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen)
IQR	Interquartile Range (Interquartilsabstand)
K	Bodenerodierbarkeitsfaktor
K^+	Kaliumion
Kat.	Kategorie
KCl	Kaliumchlorid

kf	gesättigte Wasserleitfähigkeit
kon.	konventionell/e/er
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LCA	Life-Cycle-Assessment (Lebenszyklus-Bewertung)
LS	Topographiefaktor
max./MAX	maximal/Maximum
Mg	Magnesium
MIN	Minimum
Mio.	Millionen
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
MPa	Millipascal
MR	Modellrechnung
Mt	Millionen Tonnen
N	Stickstoff
n	Anzahl
N_2O	Lachgas
Na^+	Natriumion
N_E	Stickstoffentzug
NEFA	Nicht-verestere Fettsäure
N_{EFF}	Stickstoff-Effizienz
NE_O	Nettoenergieoutput
NH_3	Ammoniak
NH_4^+	Ammonium
Ni	Nickel
N_I	Stickstoff-Input
N_{min}	mineralischer Stickstoff
N_o	Stickstoff-Output

NO_3^-	Nitrat
N_{org}	organischer Stickstoff
N_s	N-Saldo
N_t	Gesamtstickstoff
N_V	Stickstoffverluste
o. Darst.	ohne Darstellung
öko.	ökologisch/e/er
Öko +	die ökologische Landwirtschaft erbringt eine höhere Leistung im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft
Öko =	die ökologische Landwirtschaft erbringt eine vergleichbare Leistung wie die konventionelle Landwirtschaft
Öko -	die ökologische Landwirtschaft erbringt eine niedrigere Leistung im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft
OP	Orthophosphat
P	Phosphor
P	Errosionsschutzfaktor
Pb	Blei
PE	Produktionseinheit
P_i	anorganischer Phosphor
P_o	organischer Phosphor
PO_4^{3-}	Phosphation
PSM	Pflanzenschutzmittel
P_{tot}	Gesamtphosphor
qCO_2	metabolischer Quotient für Kohlendioxid
R	Regenerosivität
RP	Response Ratio
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation (Amerikanische Übertragung der deutschen ABAG)
RW	Regenwurm
S	Schwefel
SE	Standard Error (Standardfehler)
sign.	signifikant

SIR	Substrat-induzierte Respiration
S_{mic}	mikrobiell gebundener Schwefel
SOC	Soil Organic Carbon (Bodenkohlenstoff)
SOM	Soil Organic Matter (Organische Bodensubstanz)
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TAM	Tierarzneimittel
Tg	Terragramm
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
U	Uran
UBA	Umweltbundesamt
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen)
VGP	Vergleichspaar
VO	Verordnung
WBA	Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik
WQ	Welfare Quality® (Tierwohl)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
Zn	Zink

ERSTER TEIL

Wissenschaftlicher und politischer Kontext der Arbeit

1 Einführung

Jürn Sanders, Jürgen Heß, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Karin Stein-Bachinger

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Der ökologische Landbau steht für ein ganzheitliches Konzept der Landbewirtschaftung mit dem Anspruch, in besonderer Weise die Belastungsgrenzen der Natur zu berücksichtigen. Die Nutzung ökologischer Systemzusammenhänge, möglichst geschlossene Nährstoffkreisläufe im Sinne von Verlustminimierung und Nährstoffrecycling sowie die vorrangige Nutzung betriebsinterner und regionaler Produktionsmittel stellen dabei wichtige Eckpfeiler des Produktionssystems dar. Als Konsequenz daraus ist beispielsweise der Tierbesatz an die Fläche gekoppelt und der Zukauf externer Futtermittel beschränkt. Anstelle des ressourcen- und energieaufwändigen externen Faktoreinsatzes, wie z.B. chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und leicht lösliche mineralische Düngemittel, kommen systemorientierte Strategieansätze zum Einsatz. Hierzu zählen die Integration von Leguminosen und der Anbau weniger krankheits- und schädlingsanfälliger Sorten in angepassten Fruchtfolgen, die Förderung von Nützlingen und die mechanische Beikrautregulierung. Fungizide oder Insektizide sind nur auf naturstofflicher Basis zugelassen. Herbizide werden im ökologischen Landbau nicht verwendet. Analog dazu wird in der ökologischen Tierhaltung die Gesundheit der Tiere insbesondere durch geeignete Haltungsbedingungen, angepasste Leistungen und entsprechende Rassenwahl gefördert. Phytotherapeutische oder homöopathische Tierarzneimittel werden gegenüber dem Einsatz von Antibiotika und anderen allopathischen Tierarzneimitteln bevorzugt, sofern deren Wirksamkeit gewährleistet ist.

Die Auswirkungen dieses systemischen Ansatzes auf die Umwelt ist seit Anfang der 1980er Jahre Gegenstand der agrarwissenschaftlichen Forschung. In zahlreichen Arbeiten wurden sowohl die Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus untersucht, als auch die Auswirkungen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftungsformen auf Natur und Ressourcennutzung miteinander verglichen.[1] Dabei lag der Fokus der Forschungsarbeiten zumeist auf bestimmten Einzelaspekten wie beispielsweise der Bedeutung ökologischer Landbaupraktiken für den Erhalt der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft oder dem Beitrag des ökologischen Landbaus zum Klimaschutz. Umfassende systematische wissenschaftliche Übersichtsarbeiten, die verschiedene Umweltaspekte berücksichtigen und die Ergebnisse verschiedener Studien strukturiert aufbereiten, miteinander vergleichen und bewerten, liegen bisher nur vereinzelt vor.

[1] Vergleichsstudien zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft gibt es seit den 1970er Jahren. Anfangs ging es vorrangig um sehr grundsätzliche Aspekte wie beispielsweise die Frage, ob Bio-Ackerbau unter dem natürlichen Unkraut- und Schädlingsdruck grundsätzlich möglich ist (FiBL, 2018). Nachdem die Funktionsfähigkeit der ökologischen Landwirtschaft heute außer Frage steht, widmen sich vergleichende Untersuchungen in jüngerer Zeit anderen Fragestellungen wie beispielsweise zur Lebensmittelqualität (Gomiero, 2018) oder Erbringung öffentlicher Leistungen (z.B. Pretty et al., 2005; Schader et al., 2013; Seufert & Ramankutty, 2017; Lori et al., 2017; van Wagenberg et al., 2017).

Die Wirkung der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft auf die Biodiversität, den Boden, die Gewässer, das Klima, die Ressourcennutzung sowie das Tierwohl wurde erstmals von Stolze et al. (2000) umfassend beschrieben. Anhand der damals verfügbaren Literatur schlussfolgerte das Autorenteam, dass der ökologische Landbau – wie jede Art der Landwirtschaft – Auswirkungen auf die Natur mit sich bringt, dass diese jedoch weniger schädlich sein als in der konventionellen Landwirtschaft. Niggli et al. (2009) kamen in ihrer Studie unter besonderer Berücksichtigung der Situation in der Schweiz zu vergleichbaren Ergebnissen. Beide Studien geben allerdings nicht mehr den aktuellen Wissensstand wider, da seit ihrer Veröffentlichung die Anzahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe in Europa erheblich gestiegen ist[2], die rechtlichen Rahmenbedingungen für ökologische und konventionelle Betriebe sowie ihre Betriebs- und Produktionsstrukturen sich verändert haben und zahlreiche neue Forschungsarbeiten zu Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus durchgeführt wurden.

Während Stolze et al. (2000) und Niggli et al. (2009) sich vor allem auf eine Bewertung der flächenbezogenen Umweltleistungen des ökologischen Landbaus konzentrierten, haben andere Autoren (Mondelaers et al., 2009; Tuomisto et al., 2012; Meemken & Qaim, 2018) die Bedeutung der Ertragsleistungen[3] für die Bewertung der Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus hervorgehoben. Mit Verweis auf die durchschnittlich niedrigeren Ertragsleistungen des ökologischen Landbaus argumentierten die Autorinnen und Autoren, dass die Umweltvorteile des ökologischen Landbaus sich relativieren bzw. ins Gegenteil verkehren können, wenn diese nicht flächenbezogen, sondern ertragsbezogen dargestellt werden.

Eine solche Darstellung ist aus drei Gründen kritisch zu beurteilen. Erstens stammen die Informationen zu Umweltwirkungen auf der einen Seite und Ertragspotenzialen des ökologischen und konventionellen Landbaus auf der anderen Seite überwiegend aus unterschiedlichen Quellen[4]. Eine Verknüpfung der beiden Informationen kann deshalb zu einer verzerrten Darstellung führen. Zweitens wird bei der Verwendung des Ertragsbezugs nur unzureichend berücksichtigt, dass statistisch belastbare Erträge aus Praxisbetrieben für den Ökolandbau nicht vorliegen. So werden beispielsweise in der „Besonderen Ernteermittlung“ der Statistischen Landesämter zwar Erträge auf Flächen des ökologischen Landbaus mit erhoben, aber aufgrund des geringen Stichprobenumfangs bisher nicht separat ausgewertet. Um korrekte Ertragsvergleiche herzustellen, wären zudem Effekte unterschiedlich ertragsfähiger Böden (Ökolandbau wird derzeit überproportional auf

---

[2] Der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche ist in Deutschland zwischen 2000 und 2017 von 3,2 % auf 8,2 % und in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EU-28) zwischen 2000 und 2016 insgesamt von 2,7 % auf 6,7 % gestiegen (EUROSTAT, 2018).

[3] Ertragsunterschiede bzw. Ertragsrelationen zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise wurden beispielsweise in den Arbeiten von Seufert et al. (2012), de Ponti et al. (2012) oder Ponisio et al. (2015) untersucht.

[4] Einzelstudien, die sich mit spezifischen Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus beschäftigen, untersuchen die Effekte fast ausschließlich auf Flächen- oder Betriebsebene und weisen den auf der Fläche bzw. auf dem Betrieb erzielten Ertrag nicht aus. Forschungsarbeiten, die das Ertragspotenzial des ökologischen und des konventionellen Landbaus miteinander vergleichen, untersuchen in der Regel nicht die Umweltwirkungen der jeweiligen Landnutzungsform.

ertragsschwächeren Böden durchgeführt, weniger in den Gunstlagen) und Sorteneffekte (z.B. Ertragsunterschiede von Hybrid- und Populationssorten oder für Back- und Futterweizen) zu berücksichtigen. Drittens wird die Wahl der fachlich angemessenen Bezugsebene (Flächen- oder Ertragsbezug) in den Studien zu wenig bzw. gar nicht begründet; hiervon werden die Ergebnisse und Schlussfolgerungen aber wesentlich geprägt.

Für eine differenzierte Bewertung der Umweltleistungen sprechen sich Jespersen et al. (2017) sowie Seufert & Ramankutty (2017) aus. Jespersen et al. (2017) veranschaulichen in einer Literaturarbeit den Zusammenhang zwischen ökologischen Produktionsvorschriften und der Erhöhung der Biodiversität. Zugleich weisen sie auf Zielkonflikte bezüglich Tierwohl und Klimaschutz hin, die sich aus den rechtlichen Vorgaben beispielsweise zu Auslauf und Platzangebot ergeben. Ferner legen sie mit Verweis auf die Situation in Dänemark dar, dass auch negative Umweltwirkungen vom ökologischen Landbau ausgehen können (z.B. im Hinblick auf den Energiebedarf), da bestimmte Bereiche zurzeit nicht oder nicht explizit genug in den Produktionsbestimmungen geregelt sind. Sie schlagen deshalb eine Überarbeitung der Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus vor, um bestehende Regelungslücken zu beseitigen. Dass die Umweltleistungen des ökologischen Landbaus in bestimmten Bereichen nicht immer eindeutig sind, schlussfolgerten auch Seufert & Ramankutty (2017), die in einer Synthese verschiedener Metaanalysen und Literaturreviews den Beitrag des ökologischen Landbaus für den Erhalt der biologischen Vielfalt sowie zum Gewässer-, Klima- und Bodenschutz zusammengefasst und dabei zahlreiche Wissenslücken identifiziert haben.

Aufgrund der regionalen bzw. globalen Ausrichtung der beiden Arbeiten ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Situation in Deutschland eingeschränkt. Aus methodischer Sicht ist ferner zu berücksichtigen, dass in beiden Reviews (wie auch in anderen) nur unzureichend auf die Repräsentativität und Vergleichbarkeit der zugrundliegenden Einzelstudien eingegangen wurde. Grundsätzlich ist zu beachten, dass die meisten Metaanalysen auf Untersuchungen in Feldexperimenten, nicht jedoch auf Analysen landwirtschaftlicher Praxisbetriebe beruhen. Bei diesen Versuchen stellt sich die Frage, inwiefern die im Versuch abgebildeten Systeme (z.B. die Fruchtfolgen- und Düngesysteme) der Realität entsprechen und die erhobenen Daten und beobachteten Umweltwirkungen die landwirtschaftliche Praxis widerspiegeln (Lindenthal & Heß, 1994; Kirchmann et al., 2016). Studien, die aufgrund ihrer experimentellen Anlage nicht als Systemvergleich konzipiert wurden, sind zumeist ungeeignet, um fundierte Aussagen über Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau abzuleiten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in den letzten Dekaden zahlreiche Forschungsarbeiten zu den gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus durchgeführt wurden, weiterhin aber viele offene Fragen bestehen. Diese beziehen sich insbesondere auf die methodische Herangehensweise, die verwendeten Bezugseinheiten und die Interpretation der Ergebnisse. Zudem gehen die meisten Untersuchungen nur bedingt auf die Interaktionen zwischen verschiedenen Umweltbereichen ein und arbeiten nur unzureichend die Synergieeffekte heraus, die durch eine ökologische Bewirtschaftung erzielt werden können.

1.2 Zielsetzung der Arbeit und Eingrenzung des Themas

Die Frage, welche Umweltwirkungen und Umweltleistungen vom ökologischen Landbau ausgehen, hat für Politik und Gesellschaft angesichts der bestehenden Umweltprobleme in der Landwirtschaft[5] eine große Bedeutung. Hinzu kommt die gestiegene Erwartung, dass die für die Landwirtschaft verausgabten öffentlichen Mittel für die Erbringung gesellschaftlich erwünschter Leistungen verwendet werden sollen. Vor diesem Hintergrund und angesichts der eingangs dargestellten Wissenslücken ist es das Ziel der vorliegenden Untersuchung, die Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft auf der Grundlage einer umfassenden Analyse wissenschaftlicher Veröffentlichungen der letzten drei Dekaden sowie einer Auswertung verfügbarer Datensätze zu beschreiben und zu bewerten.

Um die gesellschaftliche und agrarpolitische Bedeutung der Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus richtig einordnen zu können, ist es zunächst notwendig, genauer darzulegen, warum eine positive oder weniger schädliche Wirkung auf die Umwelt als eine gesellschaftliche Leistung zu verstehen ist. In diesem Zusammenhang ist zunächst festzuhalten, dass die vorrangige Aufgabe der Landwirtschaft (auch des ökologischen Landbaus) die Erzeugung von Lebensmitteln in ausreichender Quantität und Qualität ist. Auswirkungen auf die Umwelt oder das Tierwohl spielen dabei keine vorherrschende Rolle, auch wenn die heutige Agrarproduktion insgesamt als nicht nachhaltig eingestuft wird (Rockström et al., 2009) oder in weiten Teilen der Bevölkerung auf eine geringe Akzeptanz stößt (WBA, 2015).

Wenn ein Landwirt bei der Produktion die Belastung für die Umwelt reduziert (beispielsweise durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel), leistet er damit zwar einen Beitrag zur Erreichung agrarpolitischer Umweltziele. Dieser Beitrag wird beim Verkauf seiner landwirtschaftlichen Erzeugnisse jedoch nicht oder nur teilweise honoriert. Da Personen von den Vorteilen nicht ausgeschlossen werden können (mangelnde Ausschließbarkeit vom Konsum) und sie sich bei der Nutzung nicht gegenseitig beeinflussen (Nichtrivalität im Konsum) ist es für entsprechende Leistungen grundsätzlich schwierig, eine marktwirtschaftliche Honorierung zu realisieren. Sie werden deshalb als öffentliche Güter bezeichnet, deren Sicherung bzw. Finanzierung der Öffentlichkeit obliegt. Dies gilt grundsätzlich auch dann, wenn ein Teil der Verbraucher und Verbraucherinnen bereit ist, über einen höheren Preis für landwirtschaftliche Erzeugnisse indi-

[5] Auch wenn in den letzten Jahren in vielen Bereichen nennenswerte Fortschritte erzielt werden konnten, bedarf es weiterer Anstrengungen, um eine nachhaltige Ressourcennutzung sicherzustellen und die agrarumweltpolitischen Ziele der Bundesregierung zu erreichen. So liegt der Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft mit 92 kg/ha landwirtschaftlicher genutzter Fläche immer noch deutlich über dem angestrebten Zielwert von 70 kg/ha (Bundesregierung, 2018). Der Trend abnehmender Biodiversität in der Agrarlandschaft konnte trotz der Ausweisung von Schutzgebieten (FFH, Natura 2000) und verschiedener Agrarumweltmaßnahmen bisher nicht gebremst werden. Dies zeigen Monitoring-Ergebnisse im Rahmen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, wonach der festgelegte Zielwert für die Artenvielfalt und Landschaftsqualität bisher deutlich verfehlt wurde (BMUB, 2015). Erhebliche Anstrengungen sind auch mit der Erreichung des bundesdeutschen Klimaschutzplans verbunden. Bis 2050 soll die Landwirtschaft nur noch ca. 35 Mio. t CO_2-Äquivalente emittieren und muss damit rund die Hälfte ihrer bisherigen Emissionen einsparen (BMUB, 2016) .

rekt die Einhaltung höherer Umwelt- und Tierschutzstandards zu finanzieren, denn ein solcher Ansatz löst nicht hinreichend das Problem der mangelnden Ausschließbarkeit vom Konsum und kann nicht sicherstellen, dass die von der Gesellschaft erwünschten Leistungen in einem ausreichenden Umfang bereitgestellt werden.

Dieser Argumentation folgend ist eine positive oder weniger schädliche Wirkung der Landwirtschaft dann als eine gesellschaftliche Leistung anzusehen, wenn diese zur Erreichung eines agrar- oder umweltpolitischen Ziels beiträgt, nicht oder nicht in ausreichendem Umfang durch Marktanreize erzielt werden kann und nicht als Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Erzeugung vorliegt. Gemäß dieser sehr allgemeinen Definition erbringen landwirtschaftliche Betriebe gesellschaftliche Leistungen beispielsweise durch (a) die Einhaltung höherer Standards im Bereich des Umwelt-, Tierwohl-, Arbeits- oder Verbraucherschutzes, (b) den Erhalt der Kulturlandschaft und die Offenhaltung der Landschaft, (c) ihren Beitrag zu vitalen ländlichen Räumen sowie (d) zur Versorgungssicherheit und Gesundheitsvorsorge oder (e) zum Hochwasser- oder Lawinenschutz (Cooper et al., 2009; Plankl et al., 2010).

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden sieben Bereiche ausgewählt, in denen die Landwirtschaft und damit auch der ökologische Landbau nach bisherigem Kenntnisstand gesellschaftliche Leistung erbringt (Abbildung 1.1). Die Auswahl der Leistungsbereiche orientierte sich an den Untersuchungsschwerpunkten wissenschaftlicher Veröffentlichungen, der politischen und gesellschaftlichen Relevanz der Themen und den verfügbaren Projektressourcen. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie beziehen sich in erster Linie auf die Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen in Deutschland und sollen für diese Bedingungen aussagekräftig sein. Die Studie enthält daher Ergebnisse, die in Deutschland oder in anderen Gebieten der temperierten Klimazonen bei übertragbaren Bedingungen (vergleichbare Nutzungssysteme und Standortbedingungen) erzielt wurden. Der regulatorische Kontext bezieht sich somit in erster Linie auf die in der EU bzw. in Deutschland geltenden rechtlichen Bestimmungen der Landwirtschaft und des ökologischen Landbaus.

Abbildung 1.1 Ausgewählte Leistungsbereiche

Quelle: Eigene Darstellung

1.3 Berichtsstruktur

Der vorliegende Bericht umfasst drei Teile. Das allgemeine methodische Vorgehen sowie Besonderheiten der untersuchten Leistungsbereiche werden in Kapitel 2 beschrieben und schließen den **ersten Teil** des Berichtes ab, der den wissenschaftlichen und politischen Kontext der Arbeit beschreibt (Kapitel 1-2).

Im **zweiten Teil** werden die gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus für die sieben Leistungsbereiche untersucht (Kapitel 3-9). Diese sieben Kapitel sind jeweils folgendermaßen untergliedert:

- Zunächst wird in jedem Kapitel herausgearbeitet, worin die erbrachte öffentliche Leistung besteht.
- Anschließend werden (a) die Wirkungszusammenhänge zwischen den gesetzlichen Bestimmungen und Prinzipien des ökologischen Landbaus und der Erbringung der spezifischen öffentlichen Leistung theoretisch abgeleitet und (b) die Ergebnisse der bisher veröffentlichten Meta-Analysen und Literaturreviews zusammengefasst, um auf dieser Grundlage (c) Thesen und Erwartungen zu formulieren.
- Daran schließen sich die Ergebnisse und Diskussion der Literaturauswertung an.
- Im abschließenden Abschnitt folgt für jeden Leistungsbereich (a) eine Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse, (b) eine Diskussion der Bezugseinheiten zur Beschreibung der gesellschaftlichen Leistung sowie (c) Beschreibung der Entwicklungspotenziale und (d) des Forschungsbedarfs.

Die Perspektiven des ökologischen Landbaus und die künftigen Herausforderungen, die sich aus den Ergebnissen der Literaturanalyse ergeben, werden im **dritten Teil** beschrieben (Kapitel 10-11). Zunächst werden die Umweltleistungen des ökologischen Landbaus aus einer ökonomischen Perspektive erörtert (Kapitel 10). Anschließend werden in einer Synthese übergreifende Aspekte des Systemvergleichs diskutiert und Schlussfolgerungen für die künftige Entwicklung des ökologischen Landbaus abgeleitet (Kapitel 11).

2 Methodische Vorgehensweise

Anke Hupe, Jürn Sanders, Lucie Chmelikova, Andreas Gattinger, Almut Haub, Johanna Hoppe, Rüdiger Jung, Karin Levin, Solveig March, Hanna Treu, Philipp Weckenbrock

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde für jeden Leistungsbereich eine systematische Literaturanalyse durchgeführt. Ziel war es zum einen, alle relevanten Studien der letzten drei Jahrzehnte zu identifizieren, in denen die ökologische und konventionelle Landwirtschaft hinsichtlich der ausgewählten Leistungsbereiche vergleichend analysiert wurden. Zum anderen galt es zu überprüfen, ob sich die theoretisch aus den Produktionsvorschriften ableitbaren Leistungen des Ökolandbaus anhand publizierter Forschungsergebnisse belegen lassen. Neben der Suche nach naturwissenschaftlichen Arbeiten wurde ergänzend eine Literaturrecherche nach Studien durchgeführt, die sich mit den durch die Landwirtschaft verursachten gesellschaftlichen Kosten sowie dem Wert der durch die Landwirtschaft erbrachten gesellschaftlichen Leistungen beschäftigt haben. Nachfolgend wird das methodische Vorgehen dieser Arbeit beschrieben. Ergänzende Informationen befinden sich hierzu auch in einem separaten Materialband.[6]

2.1 Identifikation und Auswahl der Vergleichsstudien und Indikatoren

Identifikation der Studien

Die Identifikation relevanter Vergleichsstudien basierte auf einer abgestimmten, systematischen Literaturrecherche, die themenspezifisch für die einzelnen Leistungsbereiche anhand der festgelegten Suchwörter durchgeführt wurde. Hierfür wurden die wissenschaftlichen Datenbanken *Web of Science*, *Scopus und Organic Eprints* verwendet (für den Leistungsbereich Wasserschutz wurden zusätzlich noch die Datenbanken *pubmed* und *KARLA* verwendet). Die Suche in Datenbanken wurde ergänzt durch eine web-basierte Suche (u.a. mit Hilfe des Schneeballverfahrens), um relevante, aber nicht dem klassischen Peer-Review unterliegende Literatur zu erfassen. Im Fokus dieser Suche standen insbesondere Endberichte relevanter wissenschaftlicher Projekte, Tagungsbeiträge und Dissertationen. Für die Leistungsbereiche Klimaschutz und Ressourceneffizienz wurden zudem bestehende Datensätze aus anderen Forschungsarbeiten genutzt. Die thematische Abgrenzung der einzelnen Leistungsbereiche, beispielsweise welche Produktionsbereiche (Ackerbau, Tierhaltung, Wein, Obst, Gewächshaus, etc.) berücksichtigt wurden, erfolgte für jeden Bereich individuell (siehe Kapitel 2.3).

[6] Der Materialband enthält Informationen zu (a) den verwendeten Schlagwörtern und Teilindikatoren, (b) den Vergleichspaaren mit bibliographischen Angaben sowie (c) relevanten Produktionsvorschriften der EU-Öko-Verordnung und den Richtlinien ausgewählter deutscher Anbauverbände. Der Materialband ist abrufbar unter: https://www.thuenen.de/de/bw/projekte/leistungen-des-oekolandbaus-fuer-umwelt-und-gesellschaft/

Auswahl der Studien

Von den im Rahmen der Literaturrecherche identifizierten Studien wurden die Arbeiten ausgewählt, die mindestens folgende Kriterien erfüllten:

- Der geografische Raum der Studien umfasste die temperierten Klimazonen.
- Die Vergleichsstudien beinhalteten zumindest ein Vergleichspaar (VGP) mit einer ökologischen und konventionellen Variante. Studien, die eine biologisch-dynamische und integrierte Bewirtschaftung untersuchten, wurden als ökologische bzw. konventionelle Varianten in die Auswertung einbezogen.
- Die Umstellung der ökologischen Flächen lag mindestens zwei Jahre zurück.
- Der Erscheinungszeitraum der Studien lag zwischen Januar 1990 bis März 2017.
- Die Publikation erfolgte auf Deutsch oder Englisch.

Darüber hinaus wurden für jeden Leistungsbereich ergänzende Auswahlkriterien festgelegt, die im Kapitel 2.3 beschrieben werden. Bei mehrfach publizierten Studienergebnissen wurden jeweils die neuesten und vollständigsten Daten einbezogen, um Doppelbewertungen zu vermeiden. Insgesamt wurden 528 Vergleichsstudien für die Analyse ausgewählt (Tabelle 2.1). Von jeder Studie wurde jeweils ein PDF-Dokument der Veröffentlichung archiviert.

Spezifikation der Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung

Aus den Studien wurden anschließend relevante Ergebnisse extrahiert und in eine Datenmatrix überführt. Für die Auswertung graphischer Abbildungen wurde im Bedarfsfall ein WebPlotDigitizer verwendet (Rohatgi, 2017). Die zusammengestellte Datenbasis umfasst insgesamt 2.816 Vergleichspaare und ermöglicht die Bewertung der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus anhand von 36 Indikatoren (Tabelle 2.1 - 2.3). Da die Analyse der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus primär auf einer Literaturauswertung basiert, ergab sich die Auswahl der Leistungsindikatoren durch die in den Studien verwendeten Beurteilungskriterien. In den Bereichen Wasserschutz, Biodiversität und Tierwohl setzen sich die Indikatoren aus verschiedenen Teilindikatoren zusammen, die in den Kapiteln 3, 5 und 9 näher beschrieben werden. Die Tierwohlindikatoren beziehen sich auf sieben Tierarten; die für den Leistungsbereich Biodiversität verwendeten Indikatoren auf fünf Artengruppen sowie drei Teilgruppen.

Tabelle 2.1 Anzahl der im Rahmen der Literaturrecherche identifizierten und ausgewählten Studien, Indikatoren und Vergleichspaare

Leistungsbereiche	Anzahl der Studien		Anzahl der verwendeten Indikatoren	Anzahl der verwendeten Vergleichspaare
	identifiziert	verwendet		
Wasserschutz [a]	6.711	96	4	355
Bodenfruchtbarkeit	1.211	56	4	307
Biodiversität [b]	801	75	2	312
Klimaschutz [c]	1.617	119	8	311
Klimaanpassung	372	43	7	278
Ressourceneffizienz [d]	1.986	70	5	584
Tierwohl [e]	474	67	3	473

a) Die Anzahl der Indikatoren bezieht sich auf die Indikatorengruppen (bzw. Stoffgruppen): Stickstoff, Pflanzenschutzmittel, Phosphor und Tierarzneimittel. Nicht alle Vergleichspaare konnten in jedem Auswertungsschritt einbezogen werden.

b) Die Anzahl der Indikatoren bezieht sich auf Artenzahl und Abundanz, die jeweils in Mittel- und Gesamtwerte (Teilindikatoren) unterschieden wurden. Berücksichtigt wurden fünf Artengruppen: Ackerflora, Samenbank, Saumvegetation, Vögel und blütenbesuchende Insekten (Wildbienen inkl. Hummeln, Honigbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Florfliegen).

c) Zusätzlich wurde ein Datensatz zur Bodenkohlenstoffspeicherung aus Gattinger et al. (2012) genutzt.

d) Neben fünf Indikatoren (N-Input, N-Effizienz, N-Saldo, Energieinput und Energieeffizienz) wurden in der Analyse ergänzend der N-Output und Energieoutput berücksichtigt.

e) Die Anzahl der Indikatoren bezieht sich auf Indikatorengruppen (bzw. Tierwohldimensionen) (a) Tiergesundheit (Eutergesundheit, Stoffwechselkrankheiten, Gliedmaßen- und Klauengesundheit sowie Integumentschäden, Fruchtbarkeit und Reproduktion, Mortalitäts- und Abgangsraten sowie sonstige Gesundheitsaspekte), (b) Tierverhalten und (c) Emotionales Befinden. Berücksichtigt wurden sieben Tierarten.

Quelle: Eigene Darstellung

2.2 Auswertungsverfahren und Ergebnisdarstellung

2.2.1 Deskriptiv-statistische Auswertung

In einem ersten Auswertungsschritt wurden die Ergebnisse der Paarvergleiche zunächst deskriptiv statistisch analysiert (Min-Wert, Max-Wert, Mittelwert, Median) und mithilfe von Boxplot-Diagrammen graphisch dargestellt, soweit für einen Indikator mindestens neun Vergleichspaare vorlagen. Die für jeden Leistungsindikator erstellten Diagramme stellen jeweils die prozentuale Abweichung der ökologischen zur konventionellen Variante dar (kon. Variante = 0 %)[7]. Die Länge der Whisker entspricht dem anderthalbfachen des Interquartilsabstandes (IQR).[8] Werte, die anderthalb bis dreifach über dem IQR lagen, wurden als „Ausreißer" klassifiziert und als Punkte dargestellt. Ab dem dreifachen IQR wurden die Ergebnisse als „Extremwerte" eingestuft und in der Bildunterschrift aufgeführt.

2.2.2 Klassifikation

In einer zweiten Auswertung wurden die Ergebnisse der ökologischen Variante der einzelnen Paarvergleiche hinsichtlich ihrer relativen Merkmalsausprägung im Vergleich zur konventionellen Variante in drei Gruppen eingeteilt:

- Höhere Umwelt- und Tierwohlleistungen durch ökologischen Landbau (**Öko +**)
- Vergleichbare Umwelt- und Tierwohlleistungen (**Öko =**)
- Niedrigere Umwelt- und Tierwohlleistungen durch ökologischen Landbau (**Öko -**)

Zuvor wurde für jeden Indikator festgelegt, (a) wann ein Unterschied zwischen der ökologischen und konventionellen Variante als eindeutig zu bewerten ist, und folglich von einem Unterschied in der Leistungserbringung auszugehen ist sowie (b) ob dieser Unterschied eine höhere, vergleichbare oder niedrigere Leistungserbringung anzeigt. Ein Unterschied wurde dann als eindeutig definiert, wenn dieser nach statistischer Prüfung in der Studie entweder signifikant war oder – falls keine Signifikanzangaben vorlagen – die Differenz einen bestimmten, indikatorspezifischen Schwellenwert überschritt (siehe Tabelle 2.2). Aufgrund der sehr unterschiedlichen und hohen Anzahl an Teilindikatoren, die für den Leistungsbereich Tierwohl herangezogen wurden, erfolgte die Klassifizierung auf der Grundlage der in den Studien ausgewiesenen Signifikanzwerte bzw. der in den Studien vorgenommenen Bewertung der Ergebnisse (siehe Tabelle 2.3).

---

[7] Formel: ([Wert d. Indikators d. öko. Variante]-[Wert d. Indikators d. kon. Variante] / [Wert d. Indikators d. kon. Variante])*100

[8] Der IQR zeigt den Bereich an, innerhalb dessen 50 % der Daten liegen.

Tabelle 2.2 Indikatoren und Klassifikationskriterien zur Beurteilung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Umweltbereich

Leistungs-bereiche	Indikator		Anzahl Studien[a]	Anzahl VGP[a]	Schwellenwerte zur Klassifizierung der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus (falls keine Signifikanzangaben vorlagen)
Wasser	Stickstoff		79	226	+/- 20%
	PSM		12	66	
	Phosphor		13	63	*nicht quantitativ ausgewertet*
	TAM		0	0	
Boden	Regen-würmer	Abundanz	21	64	+/- 20%
		Biomasse	17	93	
	Phosphor		14	35	
	Eindringwiderstand		4	44	
	Bodenacidität		30	71	+/- 1%
Biodiversität	Ackerflora	Artenzahl	36	99	+/- 20%
		Abundanz	6	11	
	Acker-Samenbank	Artenzahl	5	15	
		Abundanz	2	6	
	Saum-vegetation	Artenzahl	8	14	
		Abundanz	1	2	
	Vögel	Artenzahl	13	23	
		Abundanz	14	34	
	Insekten	Artenzahl	20	44	
		Abundanz	16	64	
Klimaschutz	Boden / Pflanze	SOC-Gehalt	103	270	+/- 10%
		SOC-Vorrat	52	131	
		C-Speicherung	17	41	
		Lachgasemissionen	13	35	
		Methanemissionen	3	6	
		THG-Gesamt	-	-	*nicht quantitativ ausgewertet*
	Milchvieh-haltung	Methanemissionen	-	-	
		THG-Gesamt	-	-	
Klima-anpassung	Fruchtfolgeeffekte (C-Faktor)		3	6	+/- 10%
	Anteil organischer Substanz		24	71	
	Aggregatstabilität		22	76	
	Trockenraumdichte		13	30	
	Infiltration		11	28	+/- 20%
	Oberflächenabfluss		9	22	
	Bodenabtrag		16	45	
Ressourcen-effizienz	N-Input		39	113	+/- 10%
	N-Effizienz		36	114	
	N-Saldo		37	114	
	Energieinput		53	142	
	Energieeffizienz		38	101	

[a] Studien / Vergleichspaare wurden mehrfach gezählt, falls in einer Studie bzw. einem Paarvergleich mehr als ein Indikator untersucht wurde.

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 2.3 Indikatoren und Klassifikationskriterien zur Beurteilung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Tierwohl

Leistungs-bereiche	Indikator		Anzahl Studien[a]	Anzahl VGP[a]	Schwellenwerte zur Klassifizierung der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus (falls keine Signifikanzangaben vorlagen)
Tierwohl	Milchkühe	Tiergesundheit	46	286	Bewertung wurde aus Primärstudien übernommen
		Tierverhalten	3	10	
		Emotionales Befinden	1	3	
	Aufzucht-kälber	Tiergesundheit	5	6	
		Tierverhalten	-	-	
		Emotionales Befinden	1	1	
	Mastrinder	Tiergesundheit	3	49	
		Tierverhalten [b]	-	-	
		Emotionales Befinden	-	-	
	Schweine	Tiergesundheit	8	51	
		Tierverhalten	2	2	
		Emotionales Befinden	-	-	
	Legehennen	Tiergesundheit	6	28	
		Tierverhalten	2	4	
		Emotionales Befinden	3	5	
	Schafe Ziegen	Tiergesundheit [c]	5	28	
		Tierverhalten	-	-	
		Emotionales Befinden	-	-	

a) Studien / Vergleichspaare wurden mehrfach gezählt, falls in einer Studie bzw. einem Paarvergleich mehr als ein Indikator untersucht wurde.

b) Davon zwei Studien mit 35 VGP zu Schlacht- und Mastrindern (Tiergesundheit) und eine Studie mit 14 VGP zu Mutterkühen und Kälbern

c) Davon vier Studien mit 25 VGP zu Schafen und eine Studie mit 3 VGP zu Ziegen

Quelle: Eigene Darstellung

2.3 Ergänzende Informationen zum Vorgehen bei einzelnen Leistungsbereichen

2.3.1 Wasserschutz

Studienauswahl und Datenerfassung

- Im Rahmen der Literaturauswertung wurden je nach Indikator sowohl Experimentalstudien als auch Modell- und LCA-Untersuchungen berücksichtigt, die die Ergebnisse sowohl auf die Fläche als auch auf den Ertrag beziehen.
- Ergebnisse, die sich auf Sonderkulturen wie Gemüse, Obst und Wein, den Unterglas- oder Reisanbau beziehen, wurden ausgeschlossen.

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

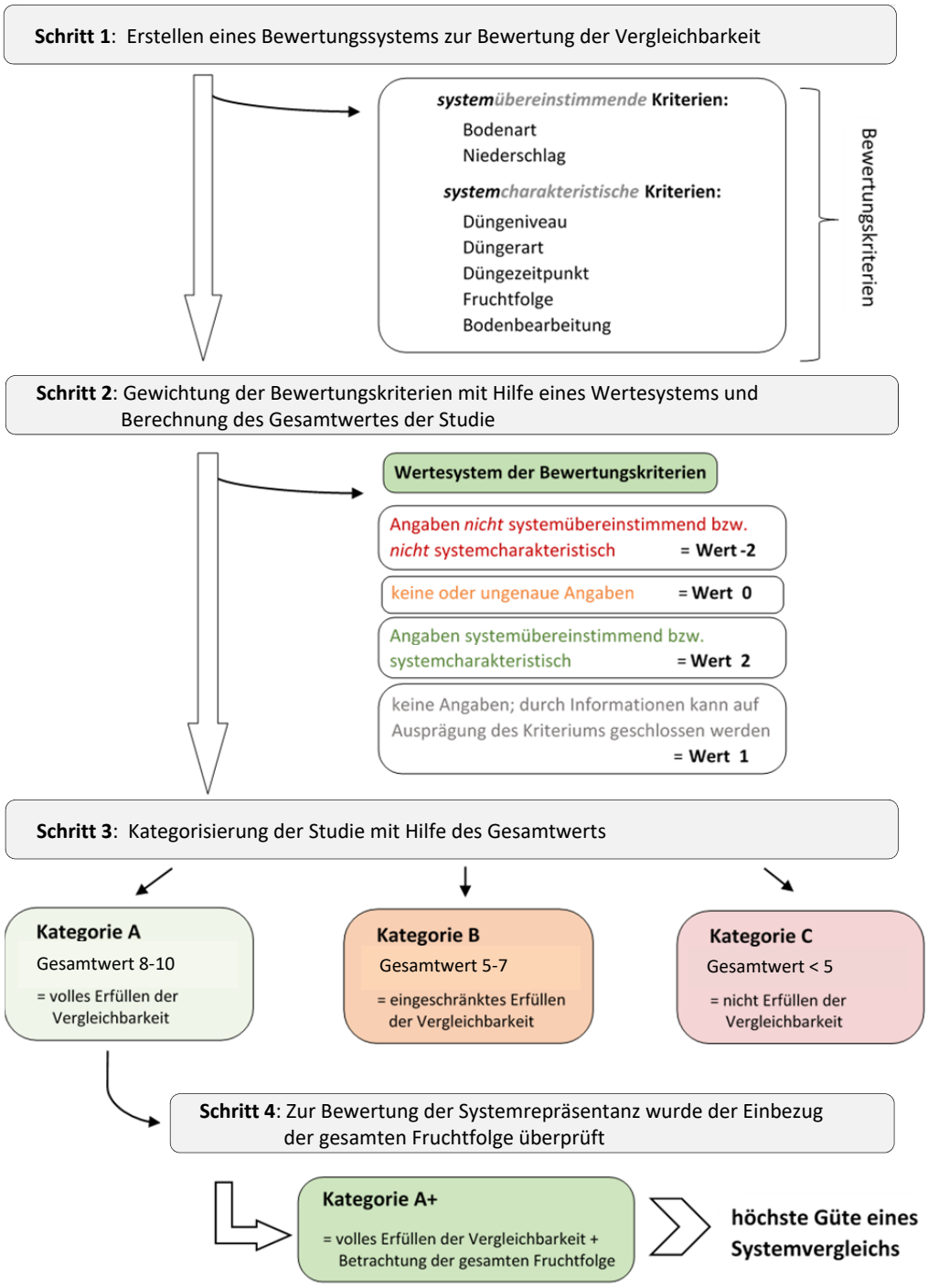
- Für die deskriptiv-statistische Auswertung der Stoffgruppe *Stickstoff* wurden nur die Vergleichspaare berücksichtigt, die einen Wert für den Stickstoffaustrag pro Hektar berechnet auf Basis von Sickerwasserproben, aufwiesen. Dieser Indikator gilt als aussagefähigster Indikator zur Quantifizierung der tatsächlichen Stickstoffausträge. Aufgrund sehr unterschiedlicher Untersuchungsmethoden (Bilanzen, Bodenproben, Sickerwasserproben) und Ergebnisformen konnten nicht immer alle Vergleichspaare in der quantitativen Auswertung Berücksichtigung finden.
- Zum Großteil wurden die Ergebnisse in den Vergleichsstudien in kg Nitrat (NO_3^-)/ha und kg Nitratstickstoff (NO_3^--N)/ha angegeben. Diese beiden Ergebnisformen wurden für die Boxplot-Darstellung in NO_3^- in NO_3^--N umgerechnet.
- Neben NO_3^--N/ha und NO_3^-/ha wurden in einigen Vergleichsstudien die Ergebnisse für den ausgetragenen Stickstoffgehalt als kg Gesamt-N/ha angegeben. Teilweise wurde von den Autoren nicht genau definiert, um welche Stickstoffverbindungen es sich handelt (bspw. Seeger et al., 1997; Filipinski et al., 2009). Von anderen Autoren wurde wiederum neben der Bestimmung von Nitrat und Ammonium (kg N_{min}/ha) in Sickerwasserproben auch von einer Bestimmung von organischem Stickstoff berichtet. Trotz der unterschiedlichen Einheiten wurden die Ergebnisse der Arbeiten in einer Boxplot-Darstellung zusammengefasst.

  Dieses Vorgehen ist begründbar, da die Grundwasserbelastung mit Stickstoffverbindungen im Allgemeinen nahezu vollständig durch Nitrat verursacht wird (Rohmann & Sontheimer, 1985). Nur auf sehr sandigen und durchlässigen Böden sowie bei niedrigen pH-Werten kann auch eine Ammoniumauswaschung zum Stickstoffeintrag in das Grundwasser beitragen (Scheffer et al., 2010). Diese befindet sich allerdings auf einem sehr niedrigen Niveau von ca. 1,5 kg Ammoniumstickstoff/ha, wie die Studie von Syväsalo et al. (2006) zeigt. Von einer Auswaschung von organischem Stickstoff wird in der Literatur nicht berichtet. Aufgrund dessen wurde unterstellt, dass der Anteil an organischem Stickstoff und Ammoniumstickstoff zu vernachlässigen ist. Weiterhin ist davon auszugehen, dass, wenn die Autoren den ausgetragenen Stickstoff berechnen, auch alle Formen des N-Austrags in den jeweiligen Sickerwasserproben bestimmt wurden. Dieses ist wie bereits erwähnt in den meisten Fällen NO_3^--N und in nur wenigen Fällen zusätzlich organischer Stickstoff bzw. Ammoniumstickstoff.
- Für die Stoffgruppe *Stickstoff* erfolgte die Klassifizierung der Vergleichspaare unter Verwendung des aussagefähigsten Indikators (bzw. Untersuchungsmethode) einer Studie; die Aussagefähigkeit wurde absteigend folgendermaßen definiert: berechneter N-Austrag > Sickerwasserproben > Bodenproben > Feldbilanzen > Hoftorbilanzen.
- Aufgrund zu weniger Vergleichspaare wurden die Ergebnisse für die Leistungsindikatoren Pflanzenschutzmittel, Phosphor und Tierarzneimittel nicht deskriptiv-statistischen ausgewertet. Aufgrund gänzlich fehlender Vergleichsstudien wurden die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung hinsichtlich des Austrags von Tierarzneimitteln nur qualitativ bewertet. Da die ermittelten absoluten Unterschiede bei den Austrägen von Phosphor in das Grundwasser sich auf einem sehr niedrigen Niveau befanden und zudem nur eine geringe Anzahl an Studien mit nur bedingt aussagekräftigen Teilindikatoren vorlagen, wurde auch für diesen Indikator keine quantitative Klassifizierung vorgenommen.

Gütebeurteilung

- Ein differenzierter Systemvergleich zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft setzt voraus, dass sowohl die konventionelle als auch die ökologische Betriebsform in der Untersuchung vergleichbar und repräsentativ ist. Exemplarisch wurde deshalb für den Indikator *Stickstoffaustrag* eine Gütebeurteilung der ausgewählten Experimentalstudien hinsichtlich der Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz der ökologischen und konventionellen Untersuchungsvariante durchgeführt. Die Vergleichbarkeitsbewertung der in den Studien untersuchten konventionellen und ökologischen Bewirtschaftung wurde durch die Prüfung der systemübereinstimmenden Faktoren (Klima, Boden) sowie der systemcharakteristischen Faktoren (Düngeniveau, Düngerart, Fruchtfolgegestaltung) vorgenommen. Um die Repräsentativität der Varianten zu überprüfen, wurde untersucht, ob die Ergebnisse sich auf die gesamte Fruchtfolge beziehen und somit das landwirtschaftliche System als Ganzes betrachtet wurde.
- Wie Abbildung 2.1 zeigt, gliedert sich diese Bewertung in vier Schritte. In **Schritt 1** wurde ein Bewertungssystem erstellt**.** Es umfasst die Definition systemübereinstimmender sowie systemcharakteristischer Kriterien und weitere notwendige Informationen zur Versuchsdurchführung für den Gewässerschutz. Ausschlaggebend für die Erstellung des Bewertungssystems war die Fragestellung, welche Faktoren den Stickstoffaustrag in das Grundwasser beeinflussen. Dazu zählen hauptsächlich Bodenart, Niederschlagsmenge, Düngeniveau, Düngerart und Fruchtfolgegestaltung. Weiterhin haben auch die Faktoren Bodenbearbeitung und Düngezeitpunkt einen Einfluss auf den Stickstoffaustrag. Die standortabhängigen Faktoren Bodenart und Niederschlag sind nicht zu beeinflussende Faktoren. Dagegen werden die Faktoren Düngeniveau, Düngerart und Fruchtfolgegestaltung durch das Bewirtschaftungssystem stark beeinflusst. Die systemübereinstimmenden Faktoren Bodenart und Niederschlag müssen in beiden untersuchten landwirtschaftlichen Varianten übereinstimmen, damit eine Vergleichbarkeit gegeben ist. Zum anderen wird der Systemvergleich durch die systemcharakteristischen Faktoren Düngeniveau, Düngerart und Fruchtfolgegestaltung geprägt, die für das jeweilige Anbausystem charakteristisch gestaltet sein müssen. Nur wenn die genannten Faktoren in einem Systemvergleich in dieser Weise gestaltet sind, können die in der Studie untersuchten Varianten als vergleichbar bezeichnet werden.
- In **Schritt 2** erfolgte eine Gewichtung der Bewertungskriterien. Angaben zu den Kriterien in den Studien, die als nicht-systemübereinstimmend bzw. -charakteristisch bewertet wurden, erhielten den Wert -2. Wurden keine oder ungenaue Angaben getätigt, wurde der Wert 0 vergeben. Handelte es sich um systemübereinstimmende bzw. -charakteristische Angaben so entsprach dies dem Wert +2. Ein Sonderfall ergab sich, wenn zwar keine direkten Angaben zu den Kriterien vorlagen, jedoch auf Grund von Informationen aus dem Text auf die Ausprägung des Kriteriums geschlossen werden konnte. Hier wurde der Wert +1 vergeben (siehe Tabelle 2.4). Diese Gewichtung wurde für jedes der fünf Bewertungskriterien (Bodenart, Niederschlagsmenge, Düngeniveau, Düngerart, Fruchtfolgegestaltung) durchgeführt, woraus ein Gesamtwert für jede Studie errechnet werden konnte.

Abbildung 2.1 Schematische Darstellung der Gütebeurteilung der Vergleichbarkeit und der Systemrepräsentanz



Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 2.4 Bewertungskriterien und Gesamtwert-Punkte der Gütebewertung

Bewertungskriterium	Wert
- Systemübereinstimmend, systemcharakteristisch	2
- Keine expliziten Angaben, aber Hinweise, dass eine Systemübereinstimmung vorliegt	1
- Keine/ungenaue Aussage	0
- Nicht systemübereinstimmend	-2

Quelle: Eigene Zusammenstellung

- Die Gewichtung ist notwendig, um den Einfluss fehlender oder unzureichender Angaben bzgl. der systemcharakteristischen Faktoren nicht überzubewerten. Wenn das systemcharakteristische Kriterium beispielsweise die Fruchtfolge ist, so ist es durch eine Gewichtung möglich, Studien, welche die Fruchtfolge nur teilweise bzw. unvollständig darstellen und Studien, die keine systemcharakteristische Fruchtfolge beinhalten, zu unterscheiden. Ohne eine Gewichtung würden unvollständige, aber möglicherweise systemcharakteristische Fruchtfolgen und systemuntypische Fruchtfolgen gleichwertig behandelt. Die Gewichtung ermöglicht somit eine Differenzierung und angemessene Bewertung der aufgestellten Kriterien.
- Der auf Grundlage der Bewertungskriterien und Addition der Punkte ermittelte *Gesamtwert* jeder Studie bzw. jedes Vergleichspaars diente in **Schritt 3** dazu, die Studien in die drei Kategorien A, B und C einzustufen. Studien bzw. Vergleichspaare mit einem Gesamtwert von 8 bis 10 wurden in Kategorie A eingestuft. Dies entspricht dem vollen Erfüllen der Vergleichbarkeit. In Kategorie B (eingeschränkte Vergleichbarkeit), wurden Studien mit einem Gesamtwert von 5 bis 7 eingestuft. Wiesen die Studien einen Gesamtwert von 4 und weniger auf, entsprach dies der Kategorie C und somit einem Nicht-Erfüllen der Vergleichbarkeit.
- In **Schritt 4** wurden Studien bzw. Vergleichspaare aus der Kategorie A, in Kategorie A+ eingestuft, wenn die gesamte Fruchtfolge untersucht und somit neben der Vergleichbarkeit auch das Kriterium der Systemrepräsentanz erfüllt wurde.

2.3.2 Bodenfruchtbarkeit

Studienauswahl und Datenerfassung

- Bei der Literaturrecherche wurden ausschließlich Ackerbausysteme berücksichtigt. Der Fokus der Suche lag dabei auf Flächen, die zur Produktion von primären Grundnahrungspflanzen genutzt werden, d.h. in erster Linie (a) Getreidearten wie Weizen, Mais, Roggen, Gerste, Hafer, (b) Leguminosen wie Ackerbohnen, Erbsen, Lupinen, (c) Ölfrüchte wie z.B. Raps, Sonnenblumen sowie (d) Wurzel- und Knollenfrüchte wie z.B. Kartoffeln und Zuckerrüben.
- Obwohl Grünlandflächen einen bedeutenden Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen, wurden diese bei der Literatursuche in der vorliegenden Studie ausgeschlossen. Diese Eingrenzung wurde vorgenommen, weil sich Ackerbausysteme und Grünlandflächen in ihrer Ökologie und in der Art der Bewirtschaftung erheblich voneinander unterscheiden.
- Es wurden ferner nur Freilandstudien verwendet; Versuche in Gewächshäusern etc. wurden ausgeschlossen.
- Es wurde eine Eingrenzung auf Europa und Nordamerika vorgenommen. Innerhalb der Kontinente wurde die Datenauswahl auf die Bereiche der klimatischen Zone C und D beschränkt (Klassifikationen nach Köppen & Geiger, 1954; Peel et al., 2007). Die Studienauswahl in Europa beinhaltete die Klimazonen Cfb und Dfb. In Nordamerika wurden Studien ausgewählt, die nach Schultz (2016) der Ökozone der sogenannten „Feuchten Mittelbreiten“ zugeordnet werden können.

2.3.3 Biodiversität

Studienauswahl und Datenerfassung

- In die Literaturauswertung wurden Untersuchungen zur Flora (Ackerflora und Acker-Samenbank sowie Saumvegetation) einbezogen. Des Weiteren wurden Vergleichsstudien zu Vögeln (mit besonderem Augenmerk auf die Feldlerche) sowie zu bestimmten blütenbesuchenden Insekten (Wildbienen inklusive Hummeln, Honigbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Florfliegen) ausgewählt. In allen Studien wurden die Artenzahl und/ oder Abundanz zur Charakterisierung der Biodiversität herangezogen, sodass die Auswertung auf Grundlage dieser beiden Indikatoren erfolgte.
- In Bezug auf die genannten Indikatoren erfolgte in den meisten Studien eine Differenzierung auf unterschiedlichen Ebenen und Skalen. Vielfach waren Mittelwerte und/ oder Gesamtanzahlen angegeben. Aus diesem Grund wurde bei der Auswertung folgende Unterteilung der Indikatoren vorgenommen: mittlere und Gesamt-Artenzahl sowie mittlere und Gesamt-Abundanz. In bestimmten Fällen wurden Einzelwerte zusammengefasst. Dies war zum Beispiel der Fall, wenn Artengruppen funktionell untergliedert und die Ergebnisse getrennt dargestellt wurden. Auch bei Angabe einzelner Monatswerte wurden diese zusammengefasst, um eine Überbewertung von Einzelergebnissen zu vermeiden.

- Der im Juli 2017 durchgeführte systematische Suchdurchlauf wurde im weiteren Verlauf um einzelne relevante Publikationen mit späterem Erscheinungsdatum ergänzt. Alle zusätzlichen Quellen wurden den gleichen Auswahlkriterien unterzogen.
- Berücksichtigt wurden Studien, die sich auf die gemäßigten Klimazonen beziehen, d.h. alle C-Klimate, Dfa, Dfb, Dwa, Dwb, BSk. Ein Abgleich der Studien erfolgte nach der Klimaklassifikation von Köppen-Geiger über Google Earth-Karte (Kottek et al., 2006).
- Studien, die sich auf den Reisanbau, die Aquakultur, die Gewächshausproduktion oder auf Topfversuche beziehen, wurden nicht berücksichtigt. Ferner wurden Untersuchungen mit ausschließlich modellbasierten Ergebnissen sowie Arbeiten mit deutlichen methodischen Mängeln (z.B. stark abweichende Stichprobengröße zwischen ökologischen und konventionellen Vergleichspaaren) ausgeschlossen. Studien, die keine Angabe zur Dauer der ökologischen Bewirtschaftung nach Umstellung machten, wurden bei sonstiger methodischer Eignung einbezogen.

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

- Um eine statistisch aussagefähigere Bewertung zu erhalten, wurden in Studien ohne Aussagen zur Signifikanz der Ergebnisse aber mit angegebenen Standardfehlern (SE) die Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Vergleichspaare mit Hilfe des Standardfehlers verifiziert. Ab einer Abweichung von 3 SE wurden sie als signifikant bewertet und entsprechend gekennzeichnet. Diese Bewertung diente als Vergleichswert für die Güte der 20 %-Grenze. Veränderungen in der Zuordnung der Paarvergleiche zu den Kategorien (Öko + / Öko = / Öko -) wurden auf dieser Basis in den Tabellen nicht vorgenommen.

2.3.4 Klimaschutz

Studienauswahl und Datenerfassung

- Für den Zeitraum bis 2011 berücksichtigt die Arbeit einen Datensatz über die Speicherung des Bodenkohlenstoffs in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft, der für die Metaanalyse von Gattinger et al. (2012) verwendet wurde. Darüber hinaus basiert die Analyse auf weiteren Daten, die nach 2011 publiziert wurden.
- Dieser Datensatz wurde ergänzt um Ergebnisse wissenschaftlicher Studien, die seit 2012 veröffentlicht wurden. Graue Literatur wurde nicht verwendet.
- Es wurden nur Freilandversuche (keine Gewächshaus-, Topf- oder Inkubationsstudien) in die Analyse mit einbezogen.

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

- Um eine verlässliche Datengrundlage zu gewährleisten, wurde weitestgehend darauf verzichtet, Werte zu berechnen; stattdessen wurden nur gemessene Werte genutzt. Die einzigen Umrechnungen, die vorgenommen wurden, waren:

  - bei Quellen, die nur die organische Bodensubstanz (SOM, soil organic matter) nicht aber den organischen Bodenkohlenstoff (SOC, soil organic carbon) angaben, wurde letzterer folgendermaßen berechnet: SOC % = SOM % / 1,72
  - wenn sowohl die Vorräte an Bodenkohlenstoff zu Beginn (t_0) als auch zu Ende der Messperiode (t_n) in t/ha als Messwerte vorlagen und die Dauer der Messperiode in Jahren (n) angegeben war, konnte daraus die Kohlenstoffspeicherung folgendermaßen errechnet werden: (t_n - t_0)/ n = Kohlenstoffspeicherung (kg C/ha und Jahr)
- Da bei den Paarvergleichen für den Indikator Kohlenstoffspeicherung sowohl positive als auch negative Werte vorkamen, konnten nicht wie für die anderen Indikatoren prozentuale Unterschiede gebildet werden. Stattdessen wurden die Differenzen in absoluten Werten (kg C/ha und Jahr) angegeben.
- Aufgrund des Mangels an experimentellen Vergleichsstudien zu ertragsskalierten Treibhausgasemissionen, konnte dieser Indikator nur qualitativ beurteilt werden.
- Obwohl Methan (CH_4) aus der enterischen Fermentation der Wiederkäuer vorwiegend aus der Rinderhaltung die zweitgrößte Einzelquelle der landwirtschaftlichen THG-Emissionen in Deutschland und weltweit darstellt, gibt es bislang keine experimentellen Vergleichsuntersuchungen ökologischer und konventioneller Rinderhaltung. Daher muss an dieser Stelle auf LCA-Vergleichen und anderen Modellierungen zurückgegriffen werden. Da diesen unterschiedlichen methodischen Herangehensweisen und Systemgrenzen zugrunde liegen, wurde hierzu nur eine qualitative Beurteilung durchgeführt.

Metaanalyse

- Für den Indikator *Organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt* wurde ergänzend eine statistische Meta-Analyse durchgeführt. Hierfür wurden aus einigen Studien mehrere Vergleichspaare gebildet. Wenn beispielsweise in einem einheitlichen Kontext drei ökologisch (Öko. 1, Öko. 2, Öko. 3) und eine konventionell bewirtschaftete Fläche (Kon. 1) miteinander verglichen wurden, konnten folgende drei Paare gebildet werden: Öko. 1 - Kon. 1, Öko. 2 - Kon. 1 und Öko. 3 - Kon. 1. Das Vergleichspaar Kon. 1 floss also dreimal in die Berechnung ein, es wurden somit zwei *Pseudoreplikationen* oder *nicht unabhängige Daten* gebildet. In einer eigens hierfür erzeugten Spalte wurde für jeden Eintrag festgehalten, ob es sich um unabhängige und nicht unabhängige Daten handelt.
- Oftmals werden in der Literatur unterschiedliche Einheiten für dieselben Indikatoren verwandt (z.B. kg/ha und Tag, kg/ha und Jahr, g/m³ und Stunde, etc.). In diesen Fällen mussten die Daten auf dieselbe Einheit umgerechnet werden. Aus Transparenzgründen wurde dies in der Eingabetabelle vermerkt.
- Für die Auswertung der Daten im Rahmen der Metaanalyse wurde das Metafor-Package der Software R (Viechtbauer, 2010) verwendet.

- Durch die Bildung und Analyse von Untergruppen zur Laufzeit des Paarvergleichs sowie Beprobungshorizont wurden zwei erklärende Variablen überprüft und kausale Zusammenhänge getestet.
- Die drei wichtigsten Angaben, die in die Metaanalyse eingeflossen waren: (a) der Mittelwert als ein Maß für den Indikator „Bodenkohlenstoffgehalt auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen“, b) die Standardabweichung als ein Maß für die Einheitlichkeit der gemessenen Werte sowie (c) die Zahl der unabhängigen Messungen (n) als ein Maß dafür, wie zuverlässig der Mittelwert die tatsächlichen Verhältnisse wiedergibt. Aus diesen Angaben wurde die Response Ratio (RR) berechnet, die ein Maß für die Differenz des Indikators zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen ist.

2.3.5 Klimaanpassung

Studienauswahl und Datenerfassung

- Studien außerhalb des Zeitraumes 1990 - März 2017 wurden einbezogen (vor 1990 ergänzende Suche; nach März 2017 systematisch in Web of Science und Scopus). Darüber hinaus wurde keine weitere Literatur mit einbezogen.
- Acker- und Futterbaufruchtfolgen, Sonderkulturen wie Gemüse, Obst und Wein sowie Studien zum Anbau unter Glas wurden mit einbezogen. Berücksichtigt wurden ferner auch Ergebnisse aus Modellrechnungen.
- Es wurden Indikatoren eingezogen, die direkt den Oberflächenabfluss und die Erosion abbilden sowie Indikatoren, die in der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) eine bewirtschaftungsabhängige Rolle spielen. Insgesamt konnten sieben Indikatoren einbezogen werden. Weitere wichtige Indikatoren wie die Bodenbedeckung waren in zu wenigen Studien angegeben.

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

- Für den Indikator *C_{org}-Gehalt* wurde, wenn nötig, soil organic matter (SOM) in C_{org} umgerechnet (C_{org} (%) = SOM (%)/1,72).
- Die deskriptiv-statistische Auswertung und die Klassifikation der Leistungen des ökologischen Landbaus erfolgte unter Verwendung der jeweils aussagefähigsten Untersuchungsmethode innerhalb der Studien, die absteigend folgendermaßen definiert wurde:
  - Aggregatstabilität: Anteil wasserstabile Aggregate > geometrische mittlere Durchmesser > Perkolation > Anteil Makroaggregate; Anteil wasserstabile Makroaggregate > Anteil wasserstabile Mikroaggregate; geometrische mittlere Durchmesser Wasser > geometrische mittlere Durchmesser trocken.
  - Infiltration: Infiltration > gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (nur in situ Messungen).

- Oberflächenabfluss: Oberflächenabfluss gesamt > Schwebstoffe/gelöste Feststoffe > C_{org} im Oberflächenabfluss (Sedimente).
- Bodenabtrag: Bodenabtrag gemessen > Bodenabtrag modelliert > Bodenabtrag beobachtet.

2.3.6 Ressourceneffizienz

Studienauswahl und Datenerfassung

- Um Überschneidungen zu den anderen Leistungsbereichen zu vermeiden, wurden im Bereich Ressourceneffizienz die Nitratauswaschung (Auswertung erfolgt im Bereich Wasserschutz) und die Treibhausgasemissionen (erfolgt im Bereich Klimaschutz) nicht behandelt.
- Für die Auswertungen wurden nur die Studien berücksichtigt, die Daten auf der Systemebene von Fruchtfolgen oder der Fruchtart Weizen beinhalten. Weizen wurde gewählt, weil die Kultur in den Studien am häufigsten vertreten ist. Die Analyse ist somit auf den Pflanzenbau fokussiert.
- Die Werte mussten den Praxisbedingungen und rechtlichen Vorgaben entsprechen. Die ungedüngten „Nullvarianten“ in Feldexperimenten wurden nicht als Varianten des ökologischen Landbaus einbezogen.
- Von jeder Studie wurden folgende Informationen erfasst: Datenursprung, Betriebstyp, Fruchtarten und Anzahl der Fruchtarten in der Fruchtfolge, % Anteil der Leguminosen in der Fruchtfolge, Bodenbedingungen.
- Soweit verfügbar wurden zum Stickstoff- und Energieinput folgende zusätzliche Angaben aus den Studien extrahiert:
  - Stickstoffinput: Angaben zur N_2-Fixierleistung der Leguminosen, Gesamt-N in organischen und mineralischen Düngern, atmosphärischer N-Deposition und N im Saatgut
  - Energieinput: Angaben zum direkten Energieinput (Kraftstoffe) und zum indirekten Energieinput (Maschinen, Geräte, Saat- und Pflanzgut, organische/mineralische Dünger, Pflanzenschutzmittel)

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

- In den Energiebilanzen wurden entsprechend der Methodik der energetischen Prozessanalyse die Sonnenenergie und die menschliche Arbeitskraft nicht als Energieinput einbezogen.
- Die Werte der verwendeten Indikatoren (N-Input, N-Saldo, Energieinput) wurden flächenbezogen in den Einheiten kg/ha und Jahr (Stickstoffbilanz) und GJ/ha und Jahr (Energiebilanz) dargestellt.

- Als produktbezogene Indikatoren wurden die Energieeffizienz (Energieoutput/Energieinput) und Stickstoffeffizienz (Stickstoffoutput/Stickstoffinput) verwendet.
- Zusätzlich zu den in der Tabelle 2.2 aufgeführten Indikatoren wurden in der Analyse der N-Output und der Energieoutput berücksichtigt. Beide Parameter haben keine direkten Umweltwirkungen. Sie tragen aber zum besseren Verständnis der beiden Effizienz-Indikatoren bei.
- Werte, die in den Studien für eine Fruchtfolge oder für eine Untersuchungsperiode angegeben wurden, wurden auf ein Jahr umgerechnet.
- Unterschiedliche Einheiten (z.B. Btu, kcal) wurden auf die oben genannten Einheiten umgerechnet. Falls es möglich war und notwendige Informationen vorhanden waren, wurden auch produktbezogene Werte umgerechnet.
- Wenn nicht alle Indikatoren in der Publikation vorhanden waren, aber gleichzeitig andere Indikatoren vorlagen, die zur Berechnung der fehlenden Indikatoren nötig waren, wurden diese berechnet und in der Tabelle markiert.
- Eine Stickstoff- oder Energieeffizienz über 100 % wurde für die Analyse auf 100 % gesetzt.
- Für die meisten Vergleichsstudien lagen keine statistischen Tests aufgrund des Versuchsdesigns und der Fragestellung vor.

2.3.7 Tierwohl

Studienauswahl und Datenerfassung

- Es wurden ausschließlich Studien berücksichtigt, die Daten aus Praxisbetrieben analysiert hatten, um die Komplexität der landwirtschaftlichen Praxis abzubilden, in der viele verschiedene Einflussfaktoren miteinander interagieren. Somit wurden Untersuchungen mit dem Fokus auf Versuchsanstellungen, in denen nur einzelne Aspekte bzw. Vorgaben zur ökologischen Tierhaltung „simuliert“ wurden, von der Auswertung ausgeschlossen.
- Die Vergleiche der Untersuchungen mussten auf tatsächlich ermittelten Werten für die Indikatoren des Tierwohls basieren. Es wurden auch Studien aufgenommen, die diese „gemessenen Werte“ in statistische Analysen einfließen ließen und somit eine abschließende Bewertung vornahmen, ob Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen vorlagen. Da im Bereich Tierwohl keine deskriptiv-statistische Analyse durchgeführt wurde (siehe Begründung unten), war es nicht notwendig, dass die Werte für jedes Vergleichspaar in der Publikation ausgewiesen wurden. Wenn sich der Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen laut Angaben der Studienautoren als signifikant erwies, wurde dieses in der tabellarischen Darstellung im Ergebnisteil berücksichtigt.
- Vergleichsstudien wurden berücksichtigt, wenn sie mindestens zwei Betriebe pro Wirtschaftsweise miteinander verglichen und somit mindestens zwei konventionell - ökologische Vergleichspaare aufwiesen. Das war in zwei der verwendeten Vergleichsstudien der Fall. Die

anderen berücksichtigten mindestens fünf Betriebe einer Wirtschaftsweise in ihren Untersuchungen.

Datenauswertung und Ergebnisdarstellung

- Es wurde in der Literatur eine Vielzahl von Indikatoren für einzelne Dimensionen des Tierwohls, zumeist bezüglich Tiergesundheit, identifiziert. Gleichzeitig war die Anzahl an Studien bzw. Vergleichspaaren je Indikator sehr gering, bei teils sehr unterschiedlichen statistischen Kennzahlen für dieselben Indikatoren. Deshalb lagen nur für wenige Einzelindikatoren neun Vergleichspaare vor. Eine deskriptiv statistische Auswertung wurde deshalb nicht durchgeführt. Bei einer entsprechenden Auswertung hätte zudem ausschließlich die Tierwohldimension Gesundheit adressiert werden können und diese auch lediglich mit einigen wenigen Tiergesundheitsbereichen respektive Tierarten.

ZWEITER TEIL

Gesellschaftliche Leistungen des ökologischen Landbaus im Vergleich

3 Wasserschutz

Daniel Kusche, Johanna Hoppe, Anke Hupe, Jürgen Heß

3.1 Hintergrund und Relevanz

Wasser stellt für Pflanzen, Tiere und den Menschen eine der wichtigsten natürlichen Ressourcen und eine essenzielle Lebensgrundlage dar. Viele Debatten zu den Themen Wasser, Umweltschutz und der Rolle der Landwirtschaft sind hinsichtlich verschiedener Aspekte in den vergangenen Jahrzehnten geführt worden. Ein wichtiges Thema ist u.a. die Eutrophierung von Oberflächengewässern inklusive der Ost- und Nordsee sowie die Belastungen von Grund- und Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln und Arzneimitteln mit Folgen z. B. auch für die Biodiversität (Beketov et al., 2013; Grenni et al., 2018). Die Einträge von Arzneimittelwirkstoffen aus der Tierhaltung über die Wirtschaftsdüngerausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen (und damit allgemein in die Umwelt) stellen auch im Kontext der menschlichen Gesundheit aufgrund der Zunahme der Antibiotikaresistenzen eine Problematik dar (UBA, 2015c). Um eine Verminderung der Nitratbelastungen des Grund- und Oberflächenwassers zu erreichen, wurde 2017 nach langen Diskussionen die Novellierung der Düngeverordnung auf den Weg gebracht. Inwieweit dies zu einer Verbesserung der Nitratwerte im Grundwasser führt, wird sich in der Zukunft zeigen. Die oben genannten Themen und die gesellschaftlichen sowie politischen Prozesse zeigen die Bandbreite der Gesamtthematik Wasserschutz und zugleich auch die vielfältigen Eintragsquellen aus der Landwirtschaft in das Grund- und Oberflächenwasser.

Die Landwirtschaft als ein bedeutender Verursacher von Stoffeinträgen in die Umwelt steht somit vor großen Herausforderungen (Rockström et al., 2009b; Steffen et al., 2015). Eine wesentliche gesellschaftliche Leistung der Landwirtschaft ist folglich die Vermeidung bzw. Reduzierung von Stoffeinträgen mit hoher Toxizität und Umweltrelevanz in das Grund- und Oberflächenwasser. Dadurch können neben der Einsparung von Wasseraufbereitungskosten für die Trinkwasserbereitstellung und der Wahrung der Gesundheit der Konsumenten auch eine Vermeidung der zunehmenden Biodiversitätsverluste und anderer negativer Effekte auf die Umwelt bewirkt werden.

Die aktuelle Gefährdungssituation wird im Folgenden für die in dieser Studie behandelten Stoffgruppen Sticksoff (N), Phosphor (P), Pflanzenschutzmittel (PSM) und Tierarzneimittel (TAM) skizziert.

Stickstoff

Die Belastung des Grundwassers durch landwirtschaftlich verursachte Stickstoffeinträge stellt sowohl global als auch für Deutschland eine große Herausforderung dar (Steffen et al., 2015). Schon Rockström et al. (2009a) stellen das Problem als globale Megathematik heraus, da hier die natürlichen Belastbarkeitsgrenzen bereits weit überschritten sind. Verantwortlich für die weiter anhaltenden hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind die Stickstoffüberschüsse, die

auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen entstehen (Wolter, 2014). Die DLG (2016) und auch das Statistisches Bundesamt (2016) sprechen zwar von einem Trend der Reduzierung der Stickstoffüberschüsse in den vergangenen 20 Jahren. Dennoch wurde das von der Bundesregierung gesetzte Ziel, die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse bis 2010 auf 80 kg N/ha und Jahr zu reduzieren, mit einem Überschuss von 96 kg N/ha im Zieljahr und mit 84 kg N/ha im Jahr 2014 verfehlt (Statistisches Bundesamt, 2016).

Der Zustand des Grundwassers in Deutschland hat sich in den vergangenen Jahren nicht wesentlich verbessert. Dem Nitratbericht 2016 (BMUB & BMEL, 2017) kann entnommen werden, dass der Anteil der Messstellen, die den EU-weit geltenden Schwellenwert für Nitrat von 50 mg/l überschritten haben, in den Beobachtungszeiträumen 2008-2011 und 2012-2014 unverändert bei 28 % lag. Dies verdeutlicht, dass bislang keine nachhaltigen Reduktionen der Nitrateinträge in das Grundwasser bewirkt werden konnten und dass in einigen Regionen ein bedeutender Teil des Grundwassers nicht ohne weiteres zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden kann (SRU, 2015).

Phosphor

Einen wesentlichen Eintragspfad von Phosphor in die Oberflächengewässer stellt zum einen die Erosion mit einem Anteil von 10 bis 50 % der diffusen Einträge in die Gewässer dar. Zum anderen trägt das Grundwasser mit etwa 28 % zu den Belastungen in Flüssen, Seen und Meeren bei. Weitere Eintrittspfade in die Oberflächengewässer stellen Oberflächenabflüsse und Drainagen dar (Holsten et al., 2016).

Für Algen und andere Wasserpflanzen stellt meist Phosphor den begrenzenden Wachstumsfaktor dar. Überhöhte Phosphorgehalte führen demnach zu gesteigertem Pflanzenwachstum, aber auch zu einer Zunahme von Cyanobakterien in den Gewässern (UBA, 2015a; Schoumans, 2015). Infolge des Sauerstoffmangels, verursacht durch erhöhten Sauerstoffverbrauch dieser Organismen, kommt es zu einem Verlust der aquatischen Flora und Fauna. Zudem kommt es zu einer Freisetzung normalerweise gebundener Stoffe, unter anderem verschiedener Phosphorformen. Diese Phosphorfreisetzungen unterstützen wiederum den Eutrophierungsprozess (Schoumans, 2015).

Anfang der 1980er Jahre lag der Anteil der Fließgewässer-Messstellen (LAWA-Messstellennetz) in Deutschland mit überhöhten Phosphorgehalten (Güteklasse II-III bis VI) bei 80 %. Im Jahr 2016 zeigten noch immer fast zwei Drittel der Messstellen erhöhte Werte (BMUB & BMEL, 2017). Allerdings treten je nach Gewässertyp höchste Konzentrationen von 0,8 bis 2,4 mg P/l (Güteklasse VI) nur noch sehr selten auf. Damit ist eine Verbesserung der Situation ersichtlich. Ziel der Bundesregierung ist es dennoch, dass bis spätestens 2030 in allen deutschen Gewässern die Phosphororientierungswerte je nach Gewässertyp von 0,045 bis 0,1 mg P/l (Güteklasse II) eingehalten werden (UBA, 2017a).

Die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer stammen nicht ausschließlich aus der Landwirtschaft. Allerdings führten der in den letzten Jahrzehnten erfolgte Ausbau der Kläranlagen und

die Einführung von P-freien Waschmitteln zu einer starken Senkung der Phosphoreinträge aus z. B. urbanen Quellen. Hierdurch stieg der relative Anteil aus landwirtschaftlichen Quellen an (Fuchs et al., 2010). Besonders in Regionen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und Düngung trägt die Landwirtschaft den wesentlichen Anteil an der Eutrophierung von Oberflächengewässern und marinen Ökosystemen durch Phosphor (MacDonald et al., 2011; Carpenter & Bennett, 2011; Bouwman et al., 2013). Im Zeitraum 2012 bis 2014 stammten im Durchschnitt etwa 50 % der Phosphoreinträge in Seen und Flüsse aus der Landwirtschaft. Im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet betrug der Anteil der durch die Landwirtschaft verursachten, wasserbürtigen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer 64 %, wohingegen der landwirtschaftliche Anteil der Einträge in die Nordsee 48 % ausmachte (UBA, 2017a).

Pflanzenschutzmittel

Der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft führt zu einem Stoffeintrag mit hoher Umweltrelevanz, sowohl für die Oberflächengewässer als auch für das Grundwasser. In Oberflächengewässern können Wasserlebewesen und damit die Biodiversität geschädigt werden. Berichtet werden u.a. Verzwitterung von aquatischen Lebewesen und Verschiebungen im Geschlechterverhältnis (Lambert et al., 2015). Damit zusammenhängend als problematisch erweist sich u.a. auch die zwischenzeitlich nachgewiesene hormonelle Wirkung und chronisch wirksame Konzentrationsmenge unterhalb der Grenzwerte von bestimmten Pflanzenschutzmitteln (Gottschalk, 1996; Van Bruggen et al., 2018).

Aus Grund- und Oberflächenwasser wird zudem Trinkwasser für den menschlichen Konsum gewonnen, so dass in vielen Fällen ein Monitoring und eine nachträgliche Aufbereitung des Trinkwassers durch die Wasserversorger erforderlich wird, um einwandfreies und gesundheitlich unbedenkliches Trinkwasser bereitstellen zu können. Die nachträgliche Aufbereitung bedingt zum Teil enorme Zusatzkosten für die Gesellschaft (Bommelaer & Devaux, 2011). Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist bereits in den 1970er und 80er Jahren gesellschaftlich thematisiert worden. Zahlreiche Forschungsarbeiten hinsichtlich umwelt- und humanschädlicher Wirkungen sind seit dieser Zeit durchgeführt worden und haben zu neuen Erkenntnissen geführt. Bestimmte hochtoxische Wirkstoffe wurden als Folge zwischenzeitlich ganz verboten, zumindest aber eingeschränkt oder reguliert. Noch heute finden sich teils Rückstände und Abbauprodukte ehemals zugelassener Stoffe (Atrazin, DDT) in der Umwelt.

Im Messzeitraum 2009-2010 überschritten allerdings weiterhin 4,6 % der Messstellen des oberflächenwassernahen Grundwassers den gesetzlichen Grenzwert von 0,1 µg/l bei mindestens einem Wirkstoff (Arle et al., 2017). Die Gesamtaufwandsmenge an Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft ist jedoch seit Jahren nicht weniger geworden. Im Jahr 1994 lag sie in Deutschland bei ca. 23.000 t aktivem Wirkstoff (Herbizide, Fungizide, Insektizide) und ist bis zum Jahr 2015 auf über 30.000 t angestiegen (UBA, 2017b).

Tierarzneimittel

Bei der Zulassung von Medikamenten führt das Umweltbundesamt eine Umweltrisikobewertung durch und erlässt ggf. Auflagen für die Anwendung (UBA, 2015b). Ein intensiver Einsatz in der Landwirtschaft birgt Risiken für die Umwelt, insbesondere für das Oberflächen- und Grundwasser, welches wiederum der Trinkwassergewinnung dient (Weiss, 2008).

Bis zu 80 % der Wirkstoffe werden von den behandelten Tieren wieder ausgeschieden (Kemper, 2008). Tierarzneimittel gelangen so über Gülle und Stallmist sowie bei Außen- und Weidehaltung auf das Grünland, v.a. auf die Ackerflächen und von dort in die Oberflächengewässer und teils bis in das Grundwasser (Ratsak et al., 2013; Hembrock-Heger et al., 2011; Hannappel et al., 2016; Hannappel et al., 2017).

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit führen die Wasserversorger ein umfassendes Monitoring von Arzneimittelrückständen durch, welche sowohl aus der Human- wie auch der Tiermedizin stammen können. Das Wissen über das Verhalten vieler Arzneimittel in der Umwelt ist jedoch häufig noch unzureichend und eine umfassende Einschätzung von Risiken nur sehr schwer möglich (Vidaurre & Lukat, 2016). Der wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik des Bundeslandwirtschaftsministeriums hält eine Kontrolle des Grundwassers auf antimikrobielle Substanzen für unverzichtbar, da Antibiotikaresistenzen ein zunehmendes Problem darstellen (WBA, 2015). Besonders die Konzentration von intensiver konventioneller Tierhaltung in bestimmten Regionen Deutschlands stellt dabei eine besondere Problematik dar (UBA, 2015a).

Tierarzneimitteleinträge in das Grund- und Oberflächenwasser aus der Tierhaltung sind gut dokumentiert (LANUV, 2007; Hamscher & Mohring, 2012). Mit der breiten Verwendung von Antibiotika in der Tierhaltung nimmt auch die Zahl bakterieller Resistenzen auf Antibiotika deutlich zu. Eine regionale Konzentration der Anwendung antibiotischer Wirkstoffe zeigt sich gerade im Nordwesten Deutschlands (Hannappel et al., 2016; Wallmann et al., 2017). Auch wenn im Jahr 2006 durch die EU ein Verbot des Einsatzes von Antibiotika als Wachstumsbeschleuniger und zur Steigerung der Futterverwertung als Leistungsförderer erlassen wurde, werden weiterhin große Mengen z. B. zur metaphylaktischen[9] Behandlung eingesetzt (Vidaurre & Lukat, 2016). Inzwischen existiert ein globaler Aktionsplan zur Eindämmung von Antibiotikaresistenzen. Der in diesem Kontext verwandte Begriff „*one health*“ weist auf den engen Zusammenhang von menschlicher Gesundheit und der Gesundheit von Tieren hin (European Commission, 2017). Auch verdeutlicht er die Aktualität der Betrachtung der Einträge von Tierarzneimitteln (insbesondere von Antibiotika) in die Umwelt und das Grund- und Oberflächenwasser (Grenni et al., 2018).

[9] Behandlungen, die bei noch nicht klinisch erkrankten Gesamttierbeständen durchgeführt werden aufgrund von Krankheitsfällen bei Einzeltieren im Gesamtbestand und vor dem Hintergrund des Risikos weiterer Erkrankungen.

3.2 Grundlagen

3.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

In den EU-Rechtsvorschriften für den ökologischen Landbau wird das Thema Wasserschutz in den Zielen und allgemeinen Grundsätzen der ökologischen Produktion explizit adressiert. So verfolgt gemäß Artikel 3 der Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 die ökologische Produktion unter anderem das Ziel, die Gesundheit von Boden, Wasser, Pflanzen und Tieren sowie das Gleichgewicht zwischen ihnen zu erhalten und die natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden, organische Substanz und Luft verantwortungsvoll zu nutzen (Verordnung (EG) 834/2007).

In den Produktionsvorschriften enthält die Verordnung konkrete Vorgaben, die zu einer Verminderung der Stoffeinträge in das Grund- und Oberflächenwasser beitragen. Hierzu zählen insbesondere die folgenden Bestimmungen (siehe auch Tab. 3.1):

- **Düngung:** Gemäß Artikel 12 dürfen keine leicht löslichen mineralischen Stickstoffdünger verwendet werden. Unter Berufung auf die Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG) darf die Menge von 170 kg N/ha und Jahr im Betriebsdurchschnitt in Form von ausgebrachten Wirtschaftsdüngern nicht überschritten werden (Verordnung (EG) 889/2008).

  Weitergehende Bestimmungen sind in den Richtlinien der nationalen Anbauverbände enthalten. Hier liegt das N-Limit für ausgebrachte Wirtschafts-, zuzüglich der Handelsdünger bei 112 kg N/ha und Jahr (42,7 kg P/ha und Jahr entsprechend 1,4 DE). Der Zukauf von externen Düngemitteln beläuft sich auf max. 40 kg Gesamt-N/ha und Jahr, mit Ausnahme des Naturland-Verbandes mit 40 kg pflanzenverfügbarem N/ha und Jahr. Auch werden konkrete Vorgaben zu Art und Qualität der Zukaufdüngemittel gemacht.

- **Pflanzenschutzmittel**: Die Verwendung chemisch-synthetischer Produktionsmittel ist gemäß Artikel 4 der EU-Öko-Verordnung verboten. Beikräuter werden über indirekte Maßnahmen sowie mechanisch bzw. thermisch reguliert. Die Ausbreitung von Schaderregern gilt es im Rahmen eines vorbeugenden Pflanzenschutzmanagements durch die Gestaltung resilienter Anbausysteme von vornherein zu begrenzen.

  Treten trotz vorbeugender Maßnahmen in stärkerem Umfang Krankheiten oder Schädlinge auf, können ökologisch wirtschaftende Betriebe auf eine sehr begrenzte Auswahl von Pflanzenschutzmitteln zurückgreifen. Die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln ist in der EU-Öko-Verordnung geregelt: "Bei einer festgestellten Bedrohung der Kulturen dürfen lediglich solche Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden, die nach Artikel 16 für die Verwendung in der ökologischen Produktion zugelassen wurden." Herbizide finden im ökologischen Landbau keine Anwendung (Verordnung (EG) 834/2007).

- **Tierarzneimittel**: Die Gesundheitsvorsorge beruht in der ökologischen Tierhaltung hauptsächlich auf vorbeugenden Maßnahmen (Wahl geeigneter Rassen, tiergerechte Haltung, artgerechte Fütterung, geringere Tierbesatzdichte). Phytotherapeutische und homöo-pathische Tierarzneimittel sind chemisch-synthetischen Tierarzneimitteln oder Antibiotika vorzuziehen. Die präventive Verabreichung derartiger Arzneimittel, die Verwendung von wachstums- oder leistungsfördernden Stoffen sowie von Hormonen zur Kontrolle der Fortpflanzung sind verboten (Verordnung (EG) 889/2008).

  Die Wartezeit zwischen der letzten Verabreichung eines Tierarzneimittels und der Gewinnung von ökologischen Lebensmitteln muss doppelt so lang sein wie die gesetzlich vorgeschriebene Wartezeit. Weiterhin sind nur drei Behandlungen im Jahr (z. B. bei Milchkühen) erlaubt. Teilweise ist die Zahl der Behandlungen (z. B. bei kürzer lebenden Masttieren) noch restriktiver (Verordnung (EG) 889/2008). Diese Restriktionen beugen einem vorschnellen Einsatz von Tierarzneimitteln vor und können so dazu beitragen, die Aufwandsmenge an Tierarzneimitteln zu reduzieren.

  Ein wesentliches Charakteristikum der ökologischen Tierhaltung stellt die Flächenbindung dar, wodurch betriebliche und regional erhöhte Konzentrationen an Tierarzneimitteleinträgen, wie sie in der konventionellen Landwirtschaft stattfinden (Hannappel et al., 2016), weitgehend ausgeschlossen sind.

Dagegen bestehen für alle genannten Indikatoren in der konventionellen Landwirtschaft keine Einschränkungen über die gesetzlichen Bestimmungen hinaus. Die EU-Rechtsvorschriften für den ökologischen Landbau werden teilweise durch Restriktionen innerhalb der nationalen Verbandsrichtlinien noch weiter verschärft, wie es in Tabelle 3.1 ersichtlich wird (je dunkler die Grünfärbung umso strikter sind die Regularien und Auflagen).

Die in Tabelle 3.1 beschriebenen Produktionsvorschriften sind im Kontext des Grund- und Oberflächenwasserschutzes sehr konkret. Diese Restriktionen setzen dabei der ökologischen Praxis Mindeststandards. Die per EU-Öko-Verordnung bzw. per Verbandsrichtlinie gesetzten Grenzen bezüglich des Dünger- und Futtermittelzukaufes sowie der Viehbesatzdichten stellen Obergrenzen dar. Auf den meisten Betrieben werden diese aber eher selten ausgereizt. Primär geht es darum, ein in sich ausgewogenes und abgestimmtes Gesamtkonzept aufzustellen. Dieser Systemansatz ist dabei allgemein die Grundlage der ökologischen Landwirtschaft. Er wurde von den Pionieren (Balfour, Müller und Steiner) dieser Bewirtschaftungsweise vorgeprägt.

Tabelle 3.1 Produktionsvorschriften der ökologischen Landwirtschaft (unterteilt in den Vorgaben der EU-Öko-Verordnung und den Verbandsrichtlinien) mit Auswirkungen auf den Wasserschutz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

<table>
<tr><th colspan="2">Bereich</th><th>konventionelle Landwirtschaft</th><th>EU-ÖKO-VO</th><th>Naturland</th><th>Ecoland</th><th>Demeter</th><th>Biopark</th><th>Biokreis</th><th>Bioland</th><th>GÄA</th></tr>
<tr><td rowspan="5">Stickstoff & Phosphor</td><td>chem.-synth. leichtlösliche Mineraldünger</td><td>Einsatz erlaubt</td><td colspan="8">kein Einsatz erlaubt</td></tr>
<tr><td rowspan="2">zugelassene Düngemittel</td><td rowspan="2">keine Einschränkung über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="8">Positivliste: nur gelistete Düngemittel sind zulässig; nicht aus intensiv Tierhaltung; keine Klärschlämme</td></tr>
<tr><td>Beschränkung der zugel. Düngemittel</td><td colspan="7">stärkere Einschränkung in der Auswahl
(u.a. bzgl. Kompost, Nebenprodukte tierischen Ursprungs)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Düngermenge / Viehbesatz</td><td rowspan="2">Düngebedarfserm. nach DüVO; Begrenzung des Einsatztes von Wirtschaftsdünger & Gärsubstraten auf max. 170 kg N/ha & a zuzügl. anrechenb. Verluste</td><td colspan="8">Düngebedarfsermittlung nach DüVO + Limitierung der Düngermenge im Betriebsdurchschnitt</td></tr>
<tr><td>Ausbringung von max. 170 kg N/ha und a über Wirtschafts-dünger tierischer Herkunft</td><td colspan="7">Ausbringung von max. 1,4 DE/ha (112 kg N/ha; 40,5 kg P/ha)
im Betriebsdurchschnitt über alle Düngemittel</td></tr>
<tr><td>Zukauf externer Düngemittel</td><td>keine Einschränkung über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td>keine zusätzliche Beschränkung in der Zukaufs-menge</td><td>max. 0,5 DE/ha & a (max. 40 kg Jahres-wirkung N)</td><td colspan="6">max. 0,5 DE/ha & a (40 kg Gesamt-N)</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Pflanzenschutzmittel</td><td>chem.-synth. Pflanzenschutzmittel</td><td>Einsatz erlaubt</td><td colspan="8">kein Einsatz erlaubt</td></tr>
<tr><td rowspan="2">zugelassene Pflanzenschutzmittel & Aufwandsmengen</td><td rowspan="2">kein Einsatz über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="8">Positivliste: Anwendung ausgewählter Wirkstoffe;
Restriktionen in der Aufwandmenge und im Anwendungsbereich</td></tr>
<tr><td>z.B. 6 kg Cu/ha & a</td><td colspan="7">zusätzlich restriktivere Aufwandsmengen (bspw. max. 3 kg Cu/ha & a)</td></tr>
<tr><td rowspan="6">Tierarzneimittel</td><td>Einsatz allopathischer Tierarzneimittel</td><td>metaphylaktischer Einsatz allopathischer Arzneimittel</td><td colspan="8">Verbot des präventiven Einsatzes allopathischer Arzneimittel</td></tr>
<tr><td>homöopathische & phytotherapeutische Wirkstoffe</td><td>keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="8">Priorität liegt beim Einsatz homöopathischer und phytotherapeutischer Wirkstoffe</td></tr>
<tr><td>Anzahl der Behandlungen mit allopathischen Tierarzneimitteln</td><td>keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="8">Beschränkung auf 3 Behandlung/a bzw. 1 Behandlung/a bei Tieren mit Lebensdauer < 1 Jahr; bei Überschreiten dieser Behandlungsanzahl Aberkennung der ökologischen Zertifizirung des Tieres und ggf. Neumstellung</td></tr>
<tr><td>Wartezeiten nach Anwendung allopathischer Tierarzneimittel</td><td>keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="8">Verdoppelung der gesetzlichen Wartezeiten nach Anwendung allopathischer Arzneimittel (bei einer Wartezeit von 0 Tagen gilt dies für die öko. Tierhaltung; bei keinen Angaben zur Wartezeit gelten 48 Stunden)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Verbot bestimmter Wirkstoffe</td><td rowspan="2">keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td rowspan="2">keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus</td><td colspan="7">Negativliste für Wirkstoffe und Arzneimittelgruppen</td></tr>
<tr><td colspan="6">geringere Anzahl an Restriktionen</td><td>höhere Anzahl an Restriktionen</td></tr>
</table>

Zunehmende Grünfärbung verdeutlicht stärkere Restriktionen/Auflagen, Orangefärbung hebt allgemein gültige Zusammenhänge hervor.

Quelle: Eigene Zusammenstellung

3.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

In den bisher zum Thema **Stickstoff** (Tabelle 3.2) vorliegenden Übersichtsarbeiten (n = 8) und Metaanalysen (n = 2) ergibt sich hinsichtlich der Bewertung der Leistungen der ökologischen Landwirtschaft ein sehr uneinheitliches und teilweise sogar widersprüchliches Bild. Verständlich werden diese Widersprüche und die Entwicklung der Debatte vor dem Hintergrund der Chronologie der Veröffentlichungen sowie der Zunahme der Bedeutung des Einbezugs der geringeren Erträge unter ökologischen Bedingungen. Armstrong-Brown (1993) trifft Anfang der 1990er Jahre noch die allgemein formulierte Aussage, dass ökologische Landwirtschaft in vielen Fällen die Gewässerbelastung reduzieren kann, wohingegen die konventionelle Landwirtschaft verschiedene Grund- und Oberflächenwasserbelastungen verursacht. Zu vergleichbaren Schlussfolgerungen kamen wenige Jahre später auch Stolze et al. (2000) sowie Haas (2001). Vor dem Hintergrund geringerer Erträge im ökologischen Landbau relativierten andere Studien diese positiven Einschätzungen. Im Flächenbezug wurden zwar weiterhin teils geringere N-Austräge festgestellt (Tuomisto et al., 2012), bei Einbezug der geringeren Erträge unter ökologischen Bedingungen schwindet dieser Vorteil jedoch nach Auffassung von Meier et al. (2015), Mondelaers et al. (2009) und Bergström et al. (2008) und verkehrt sich bei dem Ertragsbezug als Betrachtungsebene teils sogar ins Gegenteil (Tuomisto et al., 2012; Seufert & Ramankutty, 2017). Außerdem stellen die neueren Metaanalysen und Übersichtsarbeiten in Bezug auf die Stickstoffausträge in das Grundwasser eine große Variation der Ergebnisse in der Literatur heraus (Seufert & Ramankutty, 2017; Gomiero et al., 2011; Meier et al., 2015). Diese Ergebnislage wird als bestehende Unsicherheit und mangelnde Beurteilungsgrundlage hinsichtlich der Vorteile des ökologischen Landbaus gewertet (Seufert & Ramankutty, 2017).

Die in den Metastudien betrachteten Modellstudien zeigen in Bezug auf Stickstoff bisher eher Vorteile des ökologischen Landbaus (Mondelaers et al., 2009; Tuomisto et al., 2012). Meier et al. (2015) hinterfragen dabei zudem generell die Eignung von herkömmlichen Modellen für die Bewertung des Systems des ökologischen Landbaus, da die Datengrundlage i.d.R. auf konventionellen Flächen gewonnen und die Modelle in diesen Kontexten entwickelt wurden.

Tabelle 3.2 Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Stickstoff

Autor/en	Verwendete Studien	Aussagen/Ergebnis
Seufert & Ramankutty (2017) (Review)	- 2 Metastudien und 1 Review	**Ergebnis bezogen auf die Fläche:** - Große Unsicherheit bezüglich des Einflusses der ökologischen Landwirtschaft auf die Wasserqualität - Durchschnittlich niedrigere N-Austräge → doch Variation ist hoch **Ergebnis bezogen auf den Ertrag:** - Durchschnittlich höhere Austräge im ökologischen Landbau aufgrund niedrigerer Stickstoffnutzungseffizienz verbunden mit positiven Bilanzsalden
Meier et al. (2015) (Review)	- Nur LCAs - Studienanzahl steht in Klammern hinter Ergebnis - N & P (bzw. Eutrophierungspotenzial)	**Ergebnisse bezogen auf die Fläche unterteilt in Produktionszweige:** → Relativer Unterschied öko./kon. - *Ackerbau* : -65 bis + 104 % (5) - *Milch* : -76 bis -2 % (7) - *Rind N* : -8 % (1) - *Rind P* : -54 % (1) - *Schwein N* : 0 % (1) - *Schwein P* : -54 % (1) - *Geflügel N* : -12 % (1) - *Geflügel P* : -56 % (1) - *Legehennen* : -52 % (1) **Ergebnisse bezogen auf den Ertrag unterteilt in Produktionszweige:** → Relativer Unterschied öko./kon. - *Ackerbau* : -62 bis + 210 % (5) - *Milch* : -66 bis +63 % (7) - *Rind N* : +17 % (1) - *Rind P* : -6 % (1) - *Schwein N* : +74 % (1) - *Schwein P* : -20 % (1) - *Geflügel N* : +100 % (1) - *Geflügel P* : 0 % (1) - *Legehennen* : +104 % (1)
Tuomisto et al. (2012) (Metastudie)	- 48 Studien (Fläche) - 10 Studien (Ertrag) - Keine Einschränkungen beim Publikationsjahr - Nur peer reviewed - Experimentalstudien & Modelle	**Ergebnis bezogen auf die Fläche:** - 31 % niedrigere N-Austräge durch ökologischen Landbau (sign. Unterschied) → Nur Feldexperimente: -10,5 % → Nur Modelle: -40,3 % **Ergebnis bezogen auf den Ertrag:** - 49 % höhere N-Austräge durch ökologischen Landbau
Gomiero et al. (2011) (Review)	- 9 Studien	- Große Variation → von deutlicher Reduzierung bis hin zur Steigerung der N-Austräge durch ökologischen Landbau
Mondelaers et al. (2009) (Metastudie)	- Fläche → 35 ES/316 VGP → 4 MR/28 VGP - Ertrag → 6 Studien/59 VGP - Studien ab 1992 aus 12 versch. Ländern - Nur peer reviewed	**Ergebnis bezogen auf die Fläche:** - Sign. geringe N-Austräge im ökologischen Landbau - 29,7 % niedrigere N-Austräge im ökologischen Landbau → nur Feldexperimente: -26 % → nur Modelle: -42,4 % - Tatsächliche Werte: 20,85 kg N/ha im kon und 8,93 kg N/ha im ökologischen Landbau (12 Studien) **Ergebnis bezogen auf den Ertrag:** - Kein sign. Unterschied - Aufgrund der wenigen Studien, nicht belastbare Aussage → es scheint jedoch, dass der N-Austrag/PE in beiden Systemen gleich hoch ist
Bergström et al. (2008) (Overview)	- 3 Studien	- Der ökologische Landbau erbringt niedrigere Erträge ohne Vorteil für die Wasserqualität bezüglich Nährstoffausträgen (N & P)
Haas (2001) (Habilitation)	- 40 Studien	- 70 % der Studien weisen niedrigere N-Austräge im ökologischen Landbau nach - 22,5 % der Studien ergaben keinen Systemunterschied - 7,5 % der Studien weisen niedrigere N-Austräge unter konventioneller Bewirtschaftung nach
Stolze et al. (2000) (Review)	- 5 Studien (Fläche) - 2 Studien (Ertrag)	**Ergebnis bezogen auf die Fläche:** - Niedrigere oder gleich hohe N-Austräge durch ökologischen Landbau → bis zu 57 % niedrigere N-Austräge
Amstrong-Brown (1993) (Review)	- 3 Studien	- Geringere Nitratbelastungen der Gewässer durch ökologischen Landbau

Abkürzungen: ES = Experimentalstudien; MR = Modellrechnungen; VGP = Vergleichspaare; PE = Produkteinheit

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Hinsichtlich der **Phosphoreutrophierung** (Tabelle 3.3) sehen Seufert & Ramankutty (2017) die Datenlage als nicht ausreichend für eine abschließende Bewertung. Tuomisto et al. (2012) berichten von minimal geringeren P-Verlusten durch den ökologischen Landbau. Auch Mondelaers et al. (2009) beschreiben eine Tendenz zu geringeren P-Austrägen unter ökologischer Bewirtschaftung, während Bergström et al. (2008) keine Vorteile des ökologischen Landbaus in diesem Bereich sehen. Armstrong-Brown (1993) erwartet aufgrund der geringeren Erosionsgefahr im ökologischen Landbau ebenfalls eine Reduzierung der P-Austräge.

Tabelle 3.3 Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Phosphor

Autor/en	Verwendete Studien	Aussagen/Ergebnis
Seufert & Ramankutty (2017) (Review)	- 2 Metastudien und 1 Review	Aufgrund der geringen Anzahl an Vergleichsstudien ist eine belastbare Aussage zu P-Austrägen nicht möglich
Tuomisto et al. (2012) (Metastudie)	- 10 Studien	Minimal geringere P-Verluste durch ökologischen Landbau
Mondelaers et al. (2009) (Metastudie)	- 12 Studien/66 VGP für P-Input - 9 Studien/62 VGP für P-Output - 8 Studien/78 VGP für P-Bilanz	Es zeigt sich eine Tendenz zu niedrigen P-Austrägen im ökologischen Landbau
Bergström et al. (2008) (Übersicht)	- 3 Studien	Der ökologische Landbau erbringt niedrigere Erträge ohne Vorteile für die Wasserqualität bezüglich Nährstoffausträgen (N & P)
Amstrong-Brown (1993) (Review)	- Keine Angaben über die Anzahl verwandter Studien	Infolge geringerer Erosion Reduzierung der P-Einträge in die Gewässer

Quelle: Eigene Zusammenstellung

In Bezug auf die Umweltwirkungen durch die Vermeidung des Einsatzes von **Pflanzenschutzmittel** (Tabelle 3.4) weisen die Metaanalysen und Reviews übereinstimmend auf die eindeutigen Vorteile des ökologischen Landbaus hin (Stolze et al., 2000; de Boer, 2003; Gomiero et al., 2011; Meier et al., 2015; Seufert & Ramankutty, 2017). Der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel stellt ein wesentliches Charakteristikum und Alleinstellungsmerkmal des ökologischen Landbaus dar, Belastungen der Gewässer durch Pflanzenschutz sind folglich weitgehend ausgeschlossen. Somit sind aufwändige Vergleichsstudien nicht erforderlich.

Tabelle 3.4 Bisherige Metaanalysen und Übersichtsarbeiten für die Stoffgruppe Pflanzenschutzmittel

Autor/en	Verwendete Studien	Aussagen/Ergebnis
Seufert & Ramankutty (2017) (Review)	- 2 Metastudien und 1 Review	- PSM-Austräge sind niedriger im ökologischen Landbau - Im ökologischen Landbau zugelassenen PSM sind weniger toxisch & persistent - Allerdings sollten Schwefel sowie Rotenon[a)] aufgrund der hohen Aufwandsmengen als kritisch betrachtet werden
Meier et al. (2015) (Review)	- Nur LCAs - Studienanzahl steht in Klammern hinter Ergebnis	**Ergebnisse bezogen auf den Hektar unterteilt in Produktionszweige:** → Relativer Unterschied öko./kon. **→ PSM-Aufwand:** - *Ackerbau* : -100 bis -81 % (2) - *Milch* : -100 bis -94 % (3) - *Rind* : -100 % (1) - *Schwein* : -100 bis -90 % (2) - *Geflügel* : -98 bis -96 % (2) - *Legehennen* : -99 % (1) **→ Aquatisches Öko.-Toxizität-Potential:** - *Ackerbau* : -87 bis -36 % (1) - *Ackerbau* : -252 bis +38 % (Süßwa.) (1) - *Ackerbau* : +23 bis +29 % (Meere) (1) - *Rind* : -100 bis -99 % (1) - *Schwein* : -99 (1) - *Geflügel* : -100 % (1) **Ergebnisse bezogen auf den Ertrag unterteilt in Produktionszweige:** → Relativer Unterschied öko./kon. **→ PSM-Aufwand:** - *Ackerbau* : -100 bis -72 % (2) - *Milch* : -100 bis -89 % (3) - *Rind* : -100 % (1) - *Schwein* : -100 bis -83 % (2) - *Geflügel* : -92 bis -90 % (2) - *Legehennen* : -96 % (1) **→ Aquatisches Öko-Toxizität-Potential:** - *Ackerbau* : -84 bis -25 % (1) - *Ackerbau* : -0,06 bis +0,03 % (Süßwa.) (1) - *Ackerbau* : -2 bis +10 % (1) - *Rind* : -99 % (1) - *Schwein* : -98 (1) - *Geflügel* : -99 % (1)
Gomiero et al. (2011) (Review)	- Bezieht sich auf ein generelles Verbot in den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus	- Deutlich weniger Belastungen von Grund- und Oberflächenwasser durch PSM
De Boer (2003) (Review)	- 2 Studien (2000-2001)	- Niedrigere PSM-Aufwendungen im ökologischen Landbau
Stolze et al. (2000) (Review)	- 1 Studie (1997)	- Reduzierung um 100 % durch ökologischen Landbau
Amstrong-Brown (1993) (Review)	- Bezieht sich auf ein generelles Verbot in den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus	- PSM-Belastungen durch ökologischen Landbau ist nicht existent

Abkürzungen: PSM = Pflanzenschutzmittel, LCA = Life-Cycle-Assessment

[a)] Wurde 2014 in EU-Öko-Verordnung verboten

Quelle: Eigene Zusammenstellung

In Bezug auf den Vergleich der Umweltrelevanz von **Tierarzneimitteln** auf Ebene des Stoffeintrages in das Grund- und Oberflächenwasser liegen weder Metaanalysen, Übersichtsarbeiten noch Vergleichsstudien zur konventionellen und ökologischen Tierhaltung vor.

3.2.3 Thesen und Erwartungen

Aufgrund systembedingter Unterschiede zwischen der ökologischen und der konventionellen Bewirtschaftung, wie sie im Kapitel 3.2.1 beschrieben wurden, und den bisher vorliegenden Forschungsergebnissen, die im Kapitel 3.2.2 zusammengefasst sind, lassen sich für die weitere Analyse folgende Thesen aufstellen:

- **Stickstoff** ist in der ökologischen Landwirtschaft ein knappes Gut und der ertragslimitierende Faktor. Außerdem gibt es klare Restriktionen bezüglich seines Einsatzes. Dadurch ist der Ökolandbau systembedingt gehalten, sorgsam damit umzugehen. Infolge dessen ist zu erwarten, dass der Ökolandbau im Vergleich zur herkömmlichen Landwirtschaft deutlich geringere Nitratausträge verursacht (These 1).

- Auch **Phosphor** ist in der ökologischen Landwirtschaft ein knappes Gut. Infolge oftmals ausbleibender P-Düngung sind die P-Bilanzen auf Biobetrieben häufig eher negativ. Außerdem wirken die Fruchtfolgen im ökologischen Landbau vergleichsweise erosionsvermeidend, so dass der oberflächliche P-Abtrag reduziert wird. Insofern ist im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft eine geringere P-Belastung der Gewässer zu erwarten (These 2).

- Der ökologische Landbau setzt auf das Vorsorgeprinzip. Chemisch-synthetische **Pflanzenschutzmittel** sind nicht zugelassen. Der Einsatz von Biopestiziden ist sehr restriktiv geregelt. Insofern ist eine Belastung der Gewässer im Gegensatz zur konventionellen Landbewirtschaftung nahezu ausgeschlossen (These 3).

- Der Einsatz von **Tierarzneimitteln** unterliegt in der ökologischen Tierhaltung vergleichsweise strengeren Restriktionen und spielt mengenmäßig im Vergleich zu ihrem Einsatz in der konventionellen Tierhaltung eine sehr viel geringere Rolle. Deshalb und wegen der flächengebundenen Tierhaltung ist in der ökologischen Landwirtschaft von einer deutlich reduzierten Belastung der Gewässer mit Tierarzneimitteln auszugehen (These 4).

3.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

Wie im Kapitel 3.1 beschrieben, führt der intensive Einsatz von Stickstoff- und Phosphordüngern sowie Pflanzenschutz- und Tierarzneimitteln in der Landwirtschaft zu einer erheblichen Belastung der Grund- und Oberflächengewässer. In wissenschaftlichen Untersuchungen wurden deshalb die Auswirkungen der Agrarproduktion auf die Gewässerqualität in erster Linie anhand dieser Stoffgruppen untersucht. Folglich bieten diese sich auch als Indikatoren an, um den Beitrag des ökologischen Landbaus zum Gewässerschutz zu bewerten. Pathogene Keime aus der Landwirtschaft gehören üblicherweise auch zu den belastenden Einträgen in das Grund- und Oberflächenwasser.

In der vorliegenden Studie ist diese Stoffgruppe ausgeklammert, da keine Vergleichsstudien identifiziert werden konnten.

Die Gewässerbelastung durch diese Stoffgruppen wird anhand folgender Indikatoren und Teilindikatoren bewertet:

- **Stickstoff** liegt im Boden v.a. in organisch gebundener Form vor. Durch Ammonifikation entstehen Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) und weiter dann durch Nitrifikation Nitrat (NO_3^-). Nitrat gilt als eine sehr mobile Stickstoffverbindung und kann insbesondere im Herbst nach der Ernte und bei starken Niederschlägen mit dem Sickerwasser in das Grundwasser ausgewaschen werden. Je nach methodischem Ansatz (Feld- oder Hoftorbilanzen, Boden- und Sickerwasserproben, simulierter oder berechneter N-Austrag) kommen unterschiedliche Indikatoren zur Anwendung.

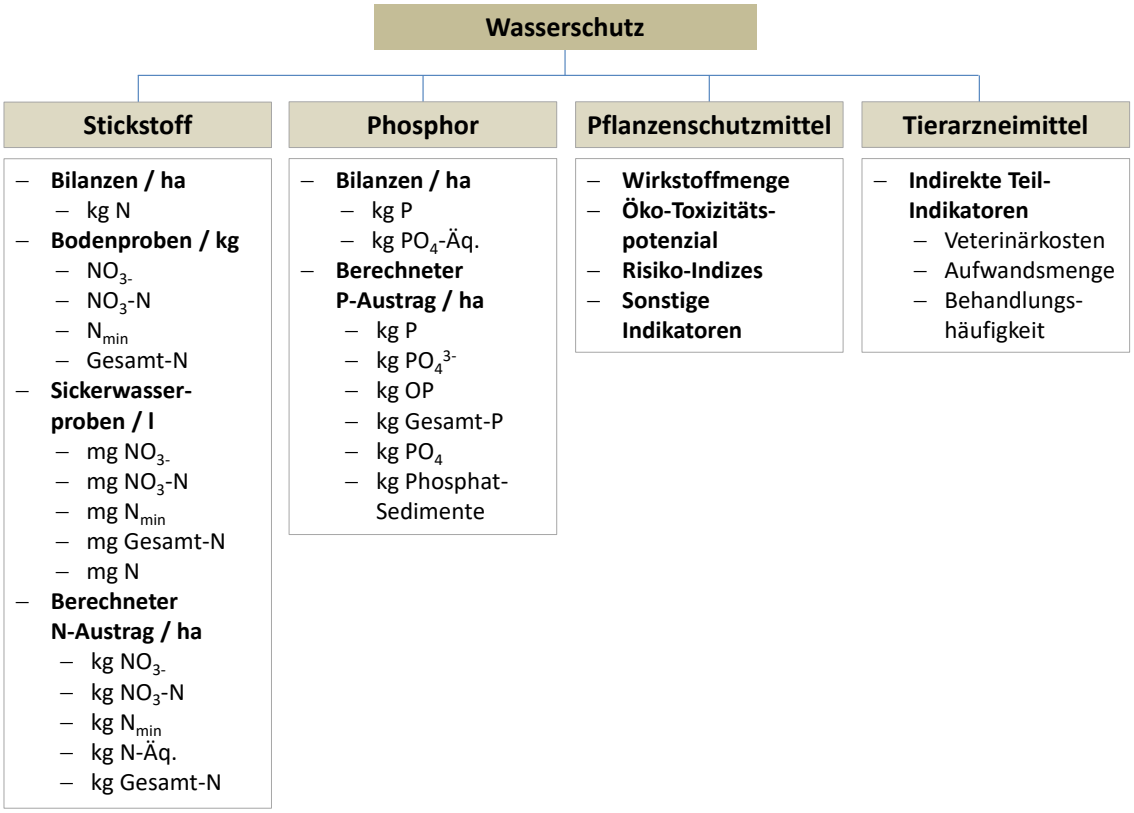
- **Phosphor**, der an Bodenpartikel gebunden oder in gelöster Form, vor allem über Wind- und Wassererosion, durch Abschwemmung, über Direkteinträge oder indirekt über Sickerwasser in die Oberflächengewässer gelangen kann, wird im Folgenden auf Grundlage der bestehenden Restriktionen für den ökologischen Landbau qualitativ im Vergleich zu P-Austrägen unter konventioneller Bewirtschaftung eingeordnet. Eine Auswertung der quantitativen Teilindikatoren erfolgte aufgrund der Heterogenität und der jeweils eingeschränkten Vergleichbarkeit der in den Studien verwandten Teilindikatoren nicht.

- **Pflanzenschutzmittel** gelangen über Abdrift, Abschwemmung nach starken Regenfällen sowie über Drainageleitungen in Oberflächengewässer. Für das Grundwasser stellt insbesondere die Versickerung den Haupteintrittspfad dar. Zur Bewertung der Pflanzenschutzmittelbelastung werden sehr unterschiedliche Indikatoren herangezogen, wie beispielsweise die Wirkstoffmenge, ihr Öko-Toxizitätspotenzial oder Risiko-Indizes.

- Hinsichtlich von **Tierarzneimitteln**, **insbesondere auch von Antibiotika**, wird bisher in den vorliegenden Forschungsarbeiten nicht zwischen den Ursprungsquellen *ökologische* oder *konventionelle Tierhaltung* unterschieden. In der vorliegenden Arbeit wurden aufgrund fehlender Vergleichsstudien nur indirekte Indikatoren und die maßgeblichen Regularien der ökologischen Tierhaltung für eine Bewertung herangezogen.

Die in der wissenschaftlichen Literatur verwendeten Indikatoren und Teilindikatoren zur Bewertung der Auswirkungen der Agrarproduktion auf die Gewässerqualität wurden weitestgehend auch in den dieser Arbeit zugrundeliegenden Systemvergleichen zwischen ökologischer und konventioneller Wirtschaftsweise herangezogen. Sie sind in der Abbildung 3.1 dargestellt.

Abbildung 3.1 Verwendete Indikatoren und Teilindikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Wasserschutz



Quelle: Eigene Darstellung

Übersicht über die Datengrundlage

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden insgesamt 96 Studien mit 355 Vergleichspaaren berücksichtigt. Die Anzahl der Untersuchungen variiert je nach Stoffgruppe erheblich. Während für den Bereich Pflanzenschutzmittel (12 Studien gesamt) aufgrund des Verbotes die Vorteile des ökologischen Landbaus evident sind und bisher nur wenige Studien durchgeführt wurden, liegt für die Stoffgruppe Stickstoff eine vergleichsweise hohe Anzahl an Vergleichsuntersuchungen (71 Studien, davon 21 Modelle und LCAs) vor. Nur wenige Arbeiten insbesondere Experimentalstudien (6 Experimentalstudien und 7 Modelle bzw. LCAs) haben sich bisher mit dem P-Austrag in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft beschäftigt, während für den Bereich Tierarzneimittel keine Vergleichsstudien gefunden wurden.

Wie im Kapitel 2 (Methoden) beschrieben, umfasst der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Systemvergleich eine (a) deskriptiv-statistische Analyse der Ergebnisse der Paarvergleiche sowie (b) eine Klassifizierung der relativen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Variante. Bei der Klassifizierung wurde die ökologische Variante als besser (Öko +) oder schlechter (Öko-) gegenüber der konventionellen Variante eingestuft, wenn signifikante Unterschiede festzustellen waren oder bei Vergleichspaaren ohne statistische Analyse behelfsweise eine Differenz von mindestens 20 % vorlag.

Für die Stoffgruppe **Stickstoff** erfolgte der deskriptiv-statistische Vergleich zwischen der ökologischen und der konventionellen Bewirtschaftung anhand der Teilindikatorgröße „*Berechneter N-Austrag pro Hektar*“, der für dieses Themengebiet die höchste Aussagkraft besitzt. Zu diesem Zweck wurden die Einheiten kg NO_3^-, kg NO_3^--N, kg N_{min} und kg Gesamt-N umgerechnet bzw. zusammengefasst, wie in Kapitel 2 beschrieben. Die Klassifizierung des N-Austrags im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft (Öko- = höherer Austrag / Öko= = vergleichbarer Austrag / Öko+ = niedrigerer Austrag) basiert auf unterschiedlichen Teilindikatorgrößen und Untersuchungsansätzen (Hoftor- und Feldbilanzen, Boden- und Sickerwasserproben, berechneter N-Austrag). Bei Studien mit mehreren Teilindikatoren wurde derjenige verwendet, der die höchste Aussagekraft bezüglich der Quantifizierung unterschiedlichen N-Austrags hat. Hierbei wurde nach folgender Reihenfolge (mit abnehmender Aussagefähigkeit) vorgegangen: *berechneter N-Austrag > Sickerwasserproben > Bodenproben > Feldbilanzen > Hoftorbilanzen.*

Für die Stoffgruppe **Phosphor** und **Pflanzenschutzmittel** wurde aufgrund der geringen Studienanzahl und teils wenig geeigneter oder sehr unterschiedlicher Teilindikatoren auf eine deskriptiv-statische Analyse verzichtet. Die Klassifizierung des Pflanzenschutzmittelaustrags im ökologischen Landbau erfolgt wiederum auf der Grundlage aller Teilindikatorgrößen, die in den identifizierten Studien verwendet wurden. Für Phosphor erfolgt wegen der Heterogenität und geringen Passgenauigkeit der Teilindikatoren keine Klassifizierung.

Für die Stoffgruppe **Tierarzneimittel** liegen, wie bereits erwähnt, keine Vergleichsstudien vor, die sich mit dem Eintrag in das Grund- und Oberflächenwasser beschäftigt haben. Deshalb werden für eine Einschätzung der Gewässerbelastungen mit Tierarzneimitteln indirekte Parameter, wie die Veterinärkosten, die Aufwandsmengen und die Behandlungshäufigkeit bei ausgewählten Tierarten herangezogen.

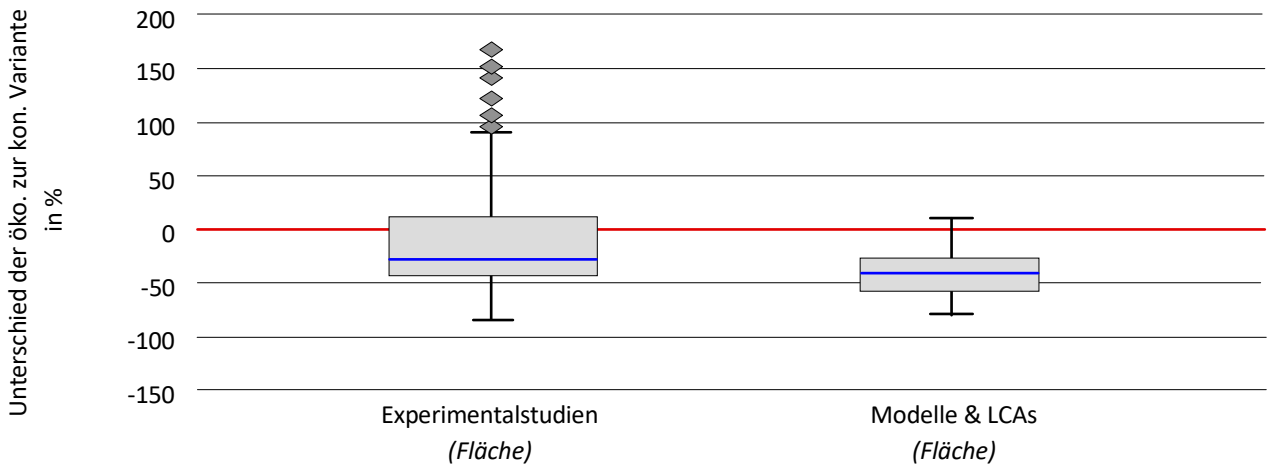
3.3.1 Stickstoff

N-Auswaschung pro Hektar und pro Ertrag

Der Vergleich zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise hinsichtlich des berechneten N-Austrags bzw. potentiellen N-Austrags basiert auf insgesamt 202 Vergleichspaaren aus 71 Studien. In die quantitativ deskriptive Auswertung sind lediglich die Vergleichspaare eingeflossen, die beim Vergleich der beiden Bewirtschaftungssysteme die Ergebnisform des berechneten N-Austrag/ha nutzten. Daher fließen von den 137 Vergleichspaaren der Experimentalstudien nur 90 Paare in diese Auswertung ein. Von den 66 Vergleichspaaren, die im Rahmen von Modell- oder LCA-Studien untersucht wurden, konnten 42 Paare einbezogen werden. Die anderen Vergleichspaare beziehen sich auf andere, sehr unterschiedliche Teil-Indikatoren. Deshalb konnten diese bei der deskriptiv-statistischen Auswertung nicht berücksichtigt werden – wohl aber bei der Klassifizierung der Paarvergleiche (in Öko + / Öko = / Öko -). Ferner wurden bei der Klassifizierung 24 weitere Vergleichspaare aus insgesamt 8 Modell- und LCA-Studien berücksichtigt, die in ihrer Analyse den N-Austrag zusätzlich nach Ertragsbezug untersucht haben.

Wie aus der Abbildung 3.2 hervorgeht, variiert der relative Unterschied zwischen der ökologischen und konventionellen Variante hinsichtlich des berechneten N-Austrags pro Hektar erheblich und reicht in den Experimentalstudien (90 Vergleichspaare) von 167 % mehr bis 82 % weniger Austrag unter ökologischer Bewirtschaftung. Bei den Modell- und LCA-Arbeiten liegt die Spanne zwischen 13 % mehr und 78 % weniger Austrag (42 Vergleichspaare). Der Median liegt bei 28 % weniger für die Experimentalstudien bzw. 41 % weniger Austrag für die Modelle und LCAs. Der Median der Studien der höchsten Kategorie A+ aus der Beurteilung der Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz liegt bei 39 % weniger Austrag zugleich nimmt Ergebnisvariation in dieser Kategorie deutlich ab (siehe Abb. 3.3).

Abbildung 3.2 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der berechneten N-Auswaschung pro Hektar der Experimentalstudien sowie Modelle und LCAs (Auswahl der 132 VGP aus 202 VGP gesamt)



Negative Werte zeigen eine niedrigere N-Auswaschung auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon Variante = 0 %). Experimentalstudien (n=90); Modelle und LCAs (n=42). Für den berechneten N-Austrag wurden die Einheiten kg NO_3^- / ha, kg NO_3^--N/ha, kg N_{min}/ha und kg Gesamt-N/ha umgerechnet und zusammengefasst.

Quelle: Eigene Darstellung

In der Klassifizierung (Öko + / Öko = / Öko -) der 202 Vergleichspaare (Experimentalstudien, Modell- und LCA-Analysen) zeigen 64 % eine geringere bzw. potenziell geringere Stickstoffauswaschung pro Hektar unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung; 25 % der Vergleichspaare weisen keine Unterschiede und 11 % höhere Werte auf (Tabelle 3.5). Betrachtet man nur die Ergebnisse aus den Experimentalstudien, dann liegt die N-Auswaschung im ökologischen Landbau bei rund 50 % der Vergleichspaare unter der Auswaschung der konventionellen Variante. Im Vergleich dazu zeigen die Modellrechnungen mit 86 % einen deutlich höheren Anteil an Vergleichspaaren mit einem Vorteil für den ökologischen Landbau. Die Vorzüglichkeit der ökologischen Variante bleibt auch in den Modell- und LCA-Studien erhalten, die die N-Auswaschung nach Ertragsbezug untersuchen. Hier liegt der Anteil der Ver-

gleichspaare, bei denen die ökologische Variante eine niedrigere N-Auswaschung aufweist, bei 58 %.

Tabelle 3.5 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des berechneten bzw. potentiellen N-Austrag mit Flächenbezug (Experimentalstudien, Modell- und LCA-Analysen) sowie nach Ertragsbezug (Modell- und LCA-Analysen) im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
alle Studien (Exper.+Mode.+LCA) (Fläche)	71	129 (23)	51 (17)	22 (3)	64% 25% 11%
Experimental (Fläche)	50	73 (23)	43 (17)	21 (3)	53% 32% 15%
Modelle + LCA (Fläche)	21	56	8	1	86% 12%
Modelle + LCA (Ertrag)	8	14	5	5	58% 21% 21%

Öko + Niedrigerer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. + / -20 %)
Öko - Höherer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

N-Auswaschung pro Hektar unter Berücksichtigung einer Gütebeurteilung

Um die große Spannweite der relativen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung (vgl. Abbildung 3.2) näher zu beleuchten, wurden die Experimentalstudien zusätzlich hinsichtlich ihrer methodischen Güte bzw. Eignung beurteilt. Wie im Kapitel 2.3 beschrieben, wurden dabei die Studien hinsichtlich der Vergleichbarkeit und der Systemrepräsentanz der ökologischen und konventionellen Variante analysiert und in vier Kategorien unterteilt:

- Studien wurden der **Kategorie C** zugeordnet, wenn das experimentelle Design darauf schließen lässt, dass die ökologischen und die konventionellen Varianten nicht vergleichbar sind bzw. wenn keine oder unzureichende Angaben von relevanten Daten vorliegen;
- Studien wurden der **Kategorie B** zugeordnet, wenn das experimentelle Design darauf schließen lässt, dass die ökologischen und die konventionellen Varianten nur bedingt vergleichbar sind;
- Studien wurden der **Kategorie A** zugeordnet, wenn das experimentelle Design darauf schließen lässt, dass die ökologischen und die konventionellen Varianten vergleichbar sind und für

beide Bewirtschaftungsformen als repräsentativ bzw. charakteristisch eingestuft werden konnten;

- Studien aus der Kategorie A wurden der **Kategorie A+** zugeordnet, wenn zusätzlich die gesamte Fruchtfolge erfasst wurde.

Wie in der Tabelle 3.6 dargestellt, konnten von den 137 Vergleichspaaren lediglich 18 Paare der Kategorie A+ zugeordnet werden. Bei 114 Vergleichspaaren liegt hingegen gemäß der vorgenommenen Gütebeurteilung keine oder nur eine eingeschränkte Vergleichbarkeit zwischen der ökologischen und der konventionellen Variante vor, weshalb diese der Kategorie C oder B zugeordnet werden. Die Hauptschwachstellen dieser Studien liegen in einer nicht-systemcharakteristischen Fruchtfolge (u. a. ökologische Variante zu Leguminosen-reich, oftmals verbunden mit einer zu hohen Anzahl an Leguminosenumbrüchen; konventionelle Variante mit einem deutlich zu hohen Zwischenfruchtanteil) sowie fehlenden bzw. ungenauen Daten hinsichtlich der Bewertungskriterien: Bodenart, Niederschlagsmenge, Düngeniveau, Düngerart und Fruchtfolge.

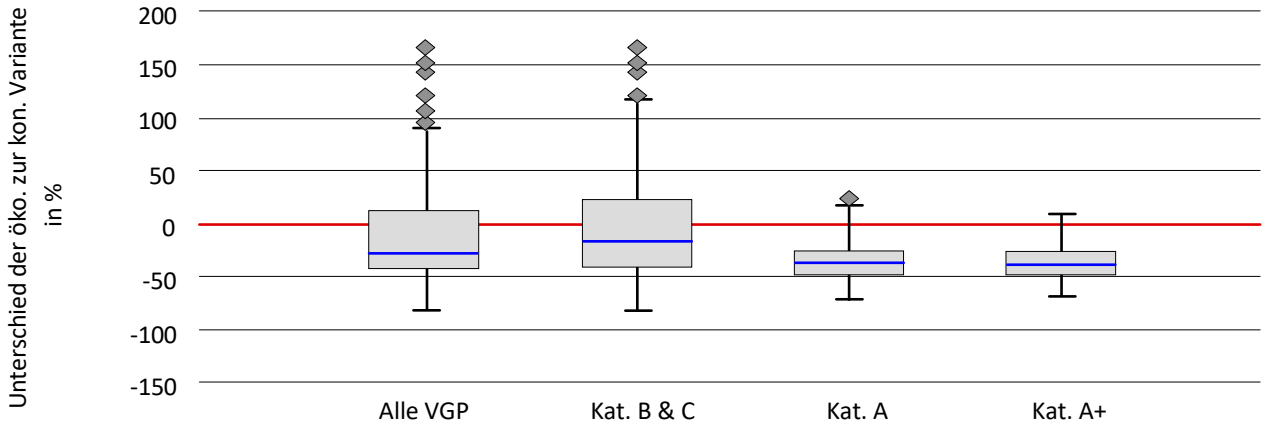
Tabelle 3.6 Gütebeurteilung der herangezogenen 137 Vergleichspaare aus 50 Experimentalstudien zum potentiellen und berechneten N-Austrag mit Flächenbezug

Alle VGP	VGP der Kat. C	VGP der Kat. B	VGP der Kat. A (inkl. A+)	VGP der Kat. A+
137	57	57	23	18

Quelle: Eigene Auswertung

Wie in Kapitel 2.3.1 beschrieben, wurden in die deskriptiv-statistische Auswertung nur die Vergleichspaare (90 von 137 Paaren) mit dem Teilindikator berechneter N-Austrag pro Hektar auf Basis von Sickerwasserproben, einbezogen. Die Auswertung der kategorisierten Vergleichspaare zeigt, dass die Spannweite der Differenz zwischen der ökologischen und konventionellen Variante hinsichtlich des berechneten N-Austrags pro Hektar mit zunehmender Gütequalität der Studien abnimmt (Abbildung 3.3). Werden in die Auswertung ausschließlich Vergleichspaare mit einbezogen, in denen die ökologische und die konventionelle Variante vergleichbar und repräsentativ sind, sinkt die Spannweite des relativen N-Austrages pro ha unter ökologischer Bewirtschaftung in der Kategorie A+ auf 8 % mehr Austrag bis 69 % weniger Austrag. Der Median verringert sich auf -39 % weniger Austrag.

Abbildung 3.3 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der berechneten N-Auswaschung pro Hektar der Experimentalstudien differenziert nach Gütekategorien



Negative Werte zeigen eine niedrigere N-Auswaschung auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %). Für den berechneten N-Austrag wurden die Einheiten kg NO_3^-/ha, kg NO_3^--N/ha, kg N_{min}/ha und kg Gesamt-N/ha umgerechnet und zusammengefasst. Alle VGP: n = 137; Kat. B & C: n = 114; Kat. A: n = 23, Kat. A+: n = 18

Quelle: Eigene Darstellung

Die absoluten Werte der ökologischen und konventionellen Varianten sind in der Tabelle 3.7 dargestellt. Demnach variiert der N-Austrag pro Hektar bei den Vergleichspaaren der Kategorie A+ unter einer konventionellen Bewirtschaftung von 13 bis 62 kg N/ha und beträgt im Mittel 27 kg N/ha. Bei der ökologischen Variante reicht der N-Austrag von 7 bis 31 kg N/ha und liegen im Mittel bei 17 kg N/ha.

Tabelle 3.7 Berechneter N-Austrag in kg pro Hektar und Jahr unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung in Studien der Gütekategorie A+ (Mittelwert, Median sowie Min- und Max-Wert)

	Ökologische Bewirtschaftung	Konventionelle Bewirtschaftung
Mittelwert	17,1	28,8
Median	17,6	27,3
Min-Wert	7,4	13,0
Max-Wert	31,3	62,2

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 3.8 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des berechneten bzw. potentiellen N-Austrag pro Hektar mit Flächenbezug (Experimentalstudien) im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft differenziert nach Gütekategorien der Studien

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
N-Austrag	Alle VGP	50	73 (23)	43 (17)	21 (3)	53% 32% 15%
	Kategorie C	22	28 (10)	18 (6)	11 (1)	49% 32% 19%
	Kategorie B	16	30 (4)	18 (5)	9 (1)	53% 31% 16%
	Kategorie A	14	15 (9)	7 (6)	1 (1)	65% 30%
	Kategorie A+	10	12 (8)	6 (5)	0 (0)	67% 33%

Öko + Niedrigerer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/-20 %)
Öko - Höherer N-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Analog zu den oben beschriebenen Ergebnissen erhöht sich in der Gütekategorie A+ gegenüber B und C der Anteil der Vergleichspaare, bei denen die ökologische Variante sich durch einen niedrigeren N-Austrag pro Hektar auszeichnet (Tabelle 3.8). Während in der Kategorie A+ bei 67 % der Vergleichspaare die ökologische gegenüber der konventionellen Variante besser abschneidet, beträgt der Anteil in den Kategorien B und C nur 53 % bzw. 49 %. Bemerkenswert ist ferner, dass in der Kategorie A+ bei keinem Vergleichspaar die ökologische Variante schlechter als die konventionelle Variante abschneidet.

Es ist zu konstatieren, dass die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zum N-Austrag im ökologischen und konventionellen Landbau zunächst ein sehr heterogenes Bild ergibt. Gemäß der deskriptiv-statistischen Analyse reichen die Unterschiede bei N-Austrägen zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung von 82 % weniger bis zu 167 % mehr N-Austrag. Diese Ergebnisvariation stimmt mit den Aussagen aus der jüngsten Vergangenheit vorheriger Übersichtsarbeiten von Meier et al. (2015) sowie Seufert & Ramankutty (2017) überein. Auf der Basis dieser Ergebnisse ließen sich keine eindeutigen Vorteile für den Wasserschutz durch die ökologische Landbewirtschaftung ableiten. Die Gütebeurteilung der herangezogenen Experimentalstudien (siehe auch Abb. 3.3) zeigt allerdings, dass (a) die ökologische und die konventionelle Variante in vielen Fällen nicht oder nur bedingt vergleichbar sind und (b) genau diese Vergleichspaare erheblich zur Ergebnisvariation beitragen. Vor diesem Hintergrund sind meta-analytische Betrachtungen mit einem wenig differenzierten *„all in“*-Ansatz kritisch zu beurteilen. Vielmehr ist es auch bei biometrischen Auswertungen wichtig (insbesondere, wenn nicht sehr viele Studien vorliegen), die Ergebnisse von Einzelstudien zusätzlich aus einer agronomischen Perspektive hinsicht-

lich ihrer Eignung zu bewerten, um eine sachgerechte Interpretation der verrechneten Daten sicherzustellen.

Die hohe Variation hinsichtlich der N-Austräge unter ökologischen Bedingungen kann durch verschiedene Faktoren erklärt werden:

- Es handelt sich um Studien zur „Grundlagenforschung“ an kritischen Punkten der Fruchtfolge: Die Autoren beabsichtigen teils keine Systemaussage, untersucht wird nur ein kleiner Ausschnitt in der Fruchtfolge, gleichwohl fließen ihre Ergebnisse oftmals undifferenziert als Systemvergleich in die meta-analytische Betrachtung ein.

- Nicht-Erfüllen der Systemrepräsentanz aufgrund von Untersuchungen einzelner Fruchtfolgeglieder oder Teilen der Fruchtfolge: Dies gilt gleichermaßen für die konventionelle und die ökologische Variante. Besonders im ökologischen Landbau ist bei der Frage der N-Austräge in Bezug auf die Systemrepräsentanz die Beprobung und Betrachtung der gesamten Fruchtfolge unabdingbar, da es fruchtartenabhängig sehr große Unterschiede gibt. So sind die potenziellen Nitratausträge unter einem mehrjährigen Futterbaubestand i.d.R. sehr niedrig, während sie nach dem Anbau von Kartoffeln und Kleegras bei fehlenden Managementmaßnahmen temporär auch erhöht sein können.

- Untersuchungen finden an nicht bzw. ungleich systemcharakteristischen Varianten statt, dies gilt für die konventionelle und/oder die ökologische Variante.

- Untersuchungen finden bei ungleichen Bedingungen hinsichtlich . Bodenart und Niederschlag statt.

Unter Berücksichtigung der Vergleichbarkeit und Repräsentanz der Untersuchungspaare verdeutlichen die Ergebnisse dieser Arbeit die Vorteile des ökologischen Landbaus hinsichtlich der Verminderung des N-Austrags in das Grund- und Oberflächenwasser (siehe hierzu auch die Ergebnisse zur N-Effizienz im ökologischen und konventionellen Landbau im Kapitel 8). Vergleichbare Erkenntnisse liefern auch langjährige Praxisbeispiele aus den Wasserschutzgebieten der Wasserversorger in München (Stadtwerke München, 2016) und Leipzig (Leipziger Wasserwerke, 2017). So konnte bis heute beispielsweise die Nitratkonzentration des Wassergutes Canitz mit der Umstellung der Flächen auf eine ökologische Bewirtschaftung im Wassereinzugsgebiet seit dem Jahr 1992 kontinuierlich reduziert werden (Leipziger Wasserwerke, 2017).

Die im Durchschnitt niedrigere N-Auswaschung im ökologischen Landbau ist auf funktionale Regularien der EU und der nationalen Anbauverbände zurückzuführen. Der in diesem Zusammenhang entwickelte Systemansatz der ökologischen Praxis, d.h. unter anderem vielfältig gestaltete Fruchtfolgen mit Einbezug von Leguminosen als Fruchtfolgeglied, Zwischenfruchtanbau sowie die Integration der Tierhaltung bei gleichzeitiger Limitierung des Tierbesatzes bzw. des Düngerzukaufes, trägt bei guter Umsetzung und einem gezielten Management des legumen Stickstoffs zur effektiven Reduktion der N-Austräge bei. Im Übrigen gewährleistet der Systemansatz überhaupt

erst den Verzicht auf Produktionsmittel wie u.a. leichtlösliche Düngemittel und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel. Die These 1, dass der Ökolandbau im Vergleich zur herkömmlichen Landwirtschaft deutlich geringere Nitratausträge verursacht, kann eindeutig bestätigt werden. Sowohl Experimentalstudien als auch Modelle und LCAs zeigen eine vergleichsweise geringere Auswaschung von Nitrat auf ökologisch bewirtschafteten Flächen. Belege für diesen Vorteil des ökologischen Landbaus finden sich zudem in der Bewirtschaftungspraxis von Wasserschutzgebieten.

3.3.2 Phosphor

In der Literaturrecherche konnten nur 6 Experimentalstudien mit 23 Vergleichspaaren sowie 7 Modelle und LCAs mit 21 Vergleichspaaren bezogen auf die Fläche und 19 Vergleichspaaren mit Ertragsbezug identifiziert werden, die allerdings ausschließlich die Phosphorausträge in das Grundwasser untersuchen. Einträge in die Oberflächengewässer z. B. durch Oberflächenabfluss, Drainagen und Erosion werden in diesen Studien nicht erfasst. Die Austräge von Phosphor in das Grundwasser liegen bei den vorliegenden Studien auf einem sehr niedrigen Niveau von 0 bis ca. 1 kg P/ha für die ökologische wie auch für die konventionelle Variante. Die Auswertung der 19 Vergleichspaare mit Ertragsbezug zeigt bei über der Hälfte der Vergleichspaare ein positives Abschneiden des ökologischen Landbaus. Aufgrund der unterschiedlicher Untersuchungsmethoden und des Einbezugs unterschiedlicher Produktgruppen wurden diese nicht weiter ausgewertet. Anstelle der weiteren deskriptiven Analysen wird eine qualitative Einordnung für die Stoffgruppe Phosphor vorgenommen.

Die Phosphorbelastung in den Oberflächengewässern führt zu einem verursachten Ungleichgewicht in den aquatischen Ökosystemen. Zu dieser Problematik trägt die Landwirtschaft einen nicht unerheblichen Anteil bei (UBA, 2015b). Der Effekt ist jedoch stark kontextabhängig, so z. B. findet durch eine starke Sorption und Festlegung von Phosphat in lehmigen und tonigen Böden nur eine sehr geringe Auswaschung über das Sickerwasser statt. Dahingegen kann es auf sehr gut versorgten sandigen Böden zu weit höheren Phosphor-Auswaschungen kommen, ebenso auf Moorböden aufgrund geringer Gehalte an mineralischen Sorbenten. Die Auswaschung hängt somit stark von den jeweiligen Böden sowie u.a. den Faktoren Drainierung und auch der vorherigen Nutzung ab.

Der Eintrag von Phosphor über das Grundwasser in die Oberflächengewässer erfolgt in der Größenordnung von etwa 28 % (Meinikmann et al., 2015). Auch wenn das Eutrophierungspotential von Phosphor im Vergleich zu Stickstoff ca. um das 7-fache höher liegt, stellt der Teilindikator *berechneter P-Austrag/ha in das Grundwasser* nur einen bedingt geeigneten Indikator dar, um die Belastungen der Oberflächengewässer durch die beiden landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen vollständig zu quantifizieren und zu vergleichen. Vielmehr müssten hier die Phosphor-Verluste über die Erosion zusätzlich als Indikator herangezogen werden, da diese mit 48 % als Haupteintragspfad in die Oberflächengewässer gelten (Holsten et al., 2016). Dazu liegen aller-

dings bislang keine vergleichenden Studien vor. In Kapitel 7 (Klimaanpassung) wird allerdings ein um 22 % geringerer Oberflächenabfluss und ein um 26 % geringerer Bodenabtrag durch Erosion für den ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung herausgearbeitet. Ebenso berechnen auch die Modellrechnungen und LCAs lediglich den Eintrag in das Grundwasser, nicht aber zusätzlich den Oberflächenabfluss und die Erosionsverluste. Aus diesen Gründen wird auf eine Darstellung der Ergebnisse der Klassifizierung verzichtet.

Auf eine Ermittlung des prozentualen Unterschieds des berechneten P-Austrags/ha der beiden landwirtschaftlichen Varianten in Boxplots wurde ebenso aus den zuvor genannten Gründen verzichtet. Zudem würden bei den sehr geringen absoluten Austragsmengen kleinste Veränderungen, die beispielsweise auch durch Messungenauigkeiten entstehen können, in scheinbaren großen prozentualen Unterschieden resultieren.

Die von uns zunächst positiven Erwartungen in These 2 hinsichtlich geringerer Phosphoreinträge in die Gewässer durch den ökologischen Landbau lassen sich quantitativ auf Grundlage der vorliegenden Vergleichsstudien weder widerlegen noch bestätigen. Es besteht u.a. ein Wissensdefizit in Bezug auf erosive P-Austräge im Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft sowie auch hinsichtlich der Quantifizierung der Gesamtverluste auf sehr unterschiedlichen Böden und bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen. Die qualitative Bewertung von erwartbar geringeren P-Austräge aus der ökologischen Landwirtschaft in die Oberflächengewässer erfolgt zum einen aufgrund der bestehenden Restriktionen hinsichtlich der Düngermenge und des Tierbesatzes. Aufgrund dieser Restriktionen wird der Input in das ökologische Anbausystem limitiert. Zum anderen können wir von Vorteilen des ökologischen Landbaus hinsichtlich der wichtigen Einflussgröße des Abtrags von P über die Erosion ausgehen (vgl. Tab 11.1). Weitere sowie ziel- und passgenauere Vergleichsstudien sind erforderlich um Unterschiede angemessen zu quantifizieren.

3.3.3 Pflanzenschutzmittel

Nur wenige wissenschaftliche Studien haben bisher vergleichend die Auswirkung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in der ökologischen und der konventionellen Landwirtschaft auf die Gewässerqualität untersucht. Dieser Umstand ist naheliegend, da Pflanzenschutzmittel in der ökologischen Landwirtschaft weitestgehend verboten sind. Gleichwohl wurden 12 Vergleichsstudien zu diesem Thema mit 66 Vergleichspaaren identifiziert.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Teilindikatoren, die in den Studien herangezogen wurden, war eine Darstellung der relativen Unterschiede in Form eines Boxplot-Diagramms nicht möglich. Dennoch ist eine Klassifizierung der ökologischen Varianten möglich. Wie in Tabelle 3.9 dargestellt, ist bei 92 % der Vergleichspaare die potenzielle oder nachgewiesene Gefährdung des Grund- und Oberflächenwasser durch den Einsatz von Pflanzenschutzmittel in der ökologischen im Vergleich zur konventionellen Variante niedriger. Bei 3 % der Vergleichspaare konnte kein Un-

terschied festgestellt werden und bei 5 % der Vergleichspaare aus einer einzigen Studie zeigten sich Vorteile bei der konventionellen Variante.

Tabelle 3.9 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Pflanzenschutzmittel	12	61 (18)	2 (1)	3 (3)	92%				

Öko + Niedrigerer PSM-Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer PSM -Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/-20 %)
Öko - Höherer PSM -Austrag in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die Vorteile des ökologischen Landbaus in Bezug auf Pflanzenschutzmittel wurden schon früh von Armstrong-Brown (1993) hervorgehoben und bis heute mehrfach in den verschiedenen Literaturarbeiten bestätigt (Stolze et al., 2000; de Boer, 2003; Gomiero et al., 2011; Seufert & Ramankutty, 2017). Lediglich in einer einzigen Studie aus Neuseeland fallen einzelne Vergleichspaare (3) auf, die einen Nachteil der ökologischen Bewirtschaftungsvarianten zeigen. Diese Studie lässt sich jedoch nicht als Beispiel für erhöhte Einträge aus der ökologischen Landwirtschaft heranziehen, da von Shahpoury et al. (2013) auf die Allgegenwart und den Abdrift der analysierten Pflanzenschutzmittel wie Dieldrin, Endolulfane und chlorierte Pestizide (u. a. DDT) und anderer aktuell verwandter Pestizide (u.a. Chlorpyrifos, Endosulfan-Sulfate, Alpha- und Beta-Endosulfane) in der Region hingewiesen wird. Zudem werden Einträge über Oberflächenabflüsse z. B. von anderen Betrieben des am Fluss liegenden ökologischen Schafhaltungsbetriebes, wie auch der Einfluss der vorherigen Bewirtschaftung als Erklärung genannt. Alle genannten Wirkstoffe sind in der ökologischen Landwirtschaft verboten. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die höheren Belastungen gar nicht von der ökologischen Bewirtschaftung herrühren. Es handelt sich somit um sogenannte Ausreißer. Bleibt die Frage, wie die Studie den Peer-Review überstehen konnte.

Eine Modellstudie aus Frankreich, die unter anderem eine Ausbreitung der ökologisch bewirtschafteten Fläche simulierte, zeigt dagegen die Effektivität einer Umstellung auf ökologischen Landbau in Bezug auf eine Reduktion der Pflanzenschutzmitteleinträge (Vernier et al., 2017). Der von Trewavas (2001) kritisierte Einsatz von Rotenon im ökologischen Landbau, welches dieser als weit toxischer als die konventionellen Pflanzenschutzmittel beurteilt, ist seit einer Anpassung der EU-Öko-Verordnung im Jahr 2014 im ökologischen Landbau verboten. Diese Verbotsmaßnahme belegt das Bemühen der ökologischen Landwirtschaft, kritische Stoffe zu ersetzen und/oder Alternativmaßnahmen zu etablieren.

Eine Belastung der Gewässer durch Pflanzenschutzmittel auf ökologisch bewirtschafteten Flächen kann im Gegensatz zur konventionellen Landbewirtschaftung nahezu ausgeschlossen werden, somit kann These 3 als voll bestätigt angesehen werden.

3.3.4 Tierarzneimittel

Im Rahmen der Literaturrecherche konnten keine Vergleichsuntersuchungen in Bezug auf den Eintrag von Tierarzneimitteln in das Grund- oder Oberflächenwasser aus konventioneller und ökologischer Tierhaltung identifiziert werden. Deshalb erfolgt an dieser Stelle eine qualitative Bewertung auf der Basis indirekter Indikatoren.

Während in der konventionellen Haltung metaphylaktische Behandlungen ganzer Tierbestände üblich sind, setzt die ökologische Landwirtschaft auf Prävention, beispielsweise durch Nutzung und Zucht robuster Rassen und an das Haltungssystem angepasste Leistung (vgl. Kapitel 9). Es ist davon auszugehen, dass der Wirkstoffeinsatz, die Häufigkeit oder die Tierarztkosten in der ökologischen Tierhaltung geringer sind. Empirische Befunde aus Vergleichsuntersuchungen, die diesen Zusammenhang bzw. diese Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Tierhaltung bestätigen, liegen bisher allerdings nur vereinzelt vor (z. B. Hamilton et al., 2006). Auch in der ökologischen Schweinehaltung sind sowohl der Einsatz von Antibiotika als auch das Auftreten von Antibiotikaresistenzen geringer als in der konventionellen Haltung (Wingstrand et al., 2010 in Jespersen et al., 2017). Wie in Kapitel 9 näher ausgeführt, hat die Mehrzahl der Studien weniger Behandlungen in allen Erkrankungskomplexen auf den ökologischen Betrieben festgestellt. Mutmaßlich werden in der ökologischen Milchviehhaltung demzufolge weniger Tierarzneimittel eingesetzt. Teils noch unveröffentlichte Zahlen aus einer Vergleichsuntersuchung in Deutschland unterstreichen diese Annahme (March et al., 2017; March, 2018). Die Untersuchung in Nordrhein-Westfalen und Mecklenburg-Vorpommern auf 69 konventionellen und 46 ökologischen Betrieben zeigt auf, dass bei knapp 90 % der Tiere in der konventionellen Milchviehhaltung und nur bei etwa 20 % der Tiere in der ökologischen Haltung antibiotische Trockensteller eingesetzt werden (March, 2018).

Ein geringeres Auftreten antibiotikaresistenter Keime in der ökologischen Tierhaltung wird auf die geringere Menge eingesetzter Antibiotika zurückgeführt (Wilhelm et al., 2009; Smith-Spangler et al., 2012; Orjales et al., 2016; van Wagenberg et al., 2017). Zudem wurden durch die Anwendung von alternativmedizinischen Behandlungsmethoden, wie der Homöopathie in der ökologischen Milchviehhaltung, weniger Antibiotika eingesetzt (Orjales et al., 2016), oder es wird sogar explizit versucht, Bestände antibiotikafrei zu führen (Vaarst et al., 2006). Wilhelm et al. (2009) und van Wagenberg et al. (2017) gehören zu den wenigen Literaturquellen, die eine Aussage über einen geringeren Antibiotikaeinsatz in der ökologischen Tierhaltung im Vergleich zur konventionellen herausstellen. Für eine umfassende Bewertung dieser Thematik und auch der vergleichenden Risiken von Antibiotikaresistenzen aus beiden Haltungsformen sind weitere Studien und vor allem Praxiserhebungen erforderlich.

An die hohe Intensität der konventionellen und auch ökologischen Tierhaltung ist auch ein hoher Tierarzneimitteleinsatz gekoppelt (Richert et al., 2013). Durch die Flächenbindung der Tierhaltung wirkt die ökologische Landwirtschaft einem mit einer intensiven Tierhaltung verbundenen erhöhten Tierarzneimittelaufwand speziell antimikrobiell wirksamer Stoffe, der insbesondere in Regionen mit hoher Viehbesatzstärke festgestellt wurde, entgegen (Wallmann et al., 2017). Auch das UBA (2015a) kommt zu einer positiven Bewertung der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Verwendung von Tierarzneimitteln bezüglich von Einträgen in die Umwelt.

Die These 4, dass in der ökologischen Landwirtschaft von einer deutlich reduzierten Belastung der Gewässer mit Tierarzneimitteln auszugehen ist, lässt sich auf Grundlage der Regularien zur ökologischen Tierhaltung sowie weniger Studien, die einen verringerten Einsatz von Tierarzneimitteln und Antibiotika in der ökologischen Tierhaltung zeigen, lediglich prognostizieren. Experimentalstudien, die ökologische und konventionelle Tierhaltung in Bezug auf die Einträge von Tierarzneimitteln in das Grund- und Oberflächenwasser vergleichen und damit vorhandene Unterschiede messen, liegen bisher nicht vor.

3.4 Resümee und weitere Überlegungen

3.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Die Auswirkungen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung auf die Gewässerqualität wurden seit den 1990er Jahren in zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen analysiert. Im Mittelpunkt der durchgeführten Arbeiten standen Unterschiede beim **Stickstoffaustrag**. Die Auswertungen der hierzu verfügbaren Experimentalstudien zeigen zunächst ein sehr widersprüchliches Bild mit teils sehr geringen, teils sehr hohen N-Austrägen unter ökologischer Bewirtschaftung. Wenngleich im Schnitt über alle Studien ein deutlich niedrigerer Nitrataustrag vorliegt, standen jüngst eher die sehr hohe Varianz und die daraus abzuleitende Unsicherheit in Bezug auf die Beurteilung eines Vorteiles der ökologischen Landwirtschaft im Vordergrund (Seufert & Ramankutty, 2017). Werden die vorliegenden Experimentalstudien hinsichtlich ihrer Güte in Bezug auf ihre Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz bewertet, lässt sich auf Grundlage einer sehr viel kleiner gewordenen Anzahl an Studien – dafür von hoher Qualität – eine Reduktion der N-Austräge um im Mittel (Median) von etwa 40 % unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung aufzeigen. Der Median bei Auswertung aller VGP liegt bei knapp 30 % weniger Austrag. Diese Größenordnungen werden durch die Auswertungen der LCAs und Modellstudien bestätigt, die mit einer Reduktion von etwa 40 % zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen. Selbst bei Einbezug der im Ökolandbau niedrigeren Erträge bleibt bei den betrachteten Modell- und LCA-Studien der Vorteil zugunsten der ökologischen Landwirtschaft erhalten – wenn auch auf niedrigerem Niveau. Somit kann die u.a. von Kirchmann et al. (2007) ausgesprochene Warnung vor dem großflächigen Einstieg in den ökologischen Landbau aufgrund von u.a. zu erwartenden hohen Stickstoffverlusten unter ökologischer Bewirtschaftung nicht nach-

vollzogen werden. Die ökologische Bewirtschaftung schont im Gegenteil das Grund- und Oberflächenwasser vor unterschiedlichen Stoffeinträgen, insbesondere vor Stickstoff.

In der Praxis zeigen Fallbeispiele aus München und Leipzig die praktische Wirksamkeit des ökologischen Landbaus zum Schutz des Trinkwassers (Stadtwerke München, 2016; Leipziger Wasserwerke, 2017). Durch die ökologische Bewirtschaftung lassen sich somit reduzierte N-Austräge (nach Auswertung vorliegender Studien in der Gütekategorie A+ in der Größenordnung um 6 bis 30 kg N/ha und Jahr) realisieren.

Bezüglich des **Phosphoraustrags** liegen keine ausreichend geeigneten Vergleichsstudien vor. Eine Aussage über geringere P-Austräge unter ökologischen Bedingungen und somit auch eine Bestätigung bzw. Widerlegung der formulierten Erwartung von niedrigeren P-Belastungen der Gewässer unter ökologischer Bewirtschaftung ist daher auf quantitativer Basis nicht möglich. Qualitativ sind geringere P Austräge aus der ökologischen Bewirtschaftung in die Oberflächengewässer erwartbar, da bestehende Restriktionen hinsichtlich der Düngermenge und des Tierbesatzes den Input in das ökologische Anbausystem limitieren und zudem Vorteile hinsichtlich des erosiven Abtrags bei ökologischer Bewirtschaftung angenommen werden können (vgl. Tab. 11.1).

Nahezu alle Publikationen zum Thema **Pflanzenschutzmittel** belegen den erwartet eindeutigen Vorteil der ökologischen Wirtschaftsweise. Chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel werden im ökologischen Landbau laut Richtlinien nicht eingesetzt. Insofern ist eine Belastung des Grund- und Oberflächenwassers durch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel im Gegensatz zur konventionellen Bewirtschaftung bei ökologischem Landbau nahezu ausgeschlossen.

Vergleichende empirische Untersuchungen zur Gewässerbelastung durch den Einsatz von **Tierarzneimitteln** in der ökologischen und konventionellen Tierhaltung liegen bislang nicht vor. Der ökologische Landbau setzt auf das Vorsorgeprinzip. Dabei stehen Krankheitsprävention z. B. durch die Wahl robuster Rassen, ein angepasstes Leistungsniveau sowie Möglichkeiten des Auslebens des natürlichen Verhaltens durch entsprechende Raumzumessung, Auslauf und Weidegang im Vordergrund. Der Einsatz von Tierarzneimitteln unterliegt strengeren Restriktionen und spielt mengenmäßig im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft eine sehr viel geringere Rolle. Zumindest wird in der ökologischen Tierhaltung zwar kein besserer, aber zumindest doch der gleiche Gesundheitsstatus wie in der konventionellen gehalten. Dabei werden aber, so die Schlussfolgerung auf Grundlage der wenigen vorliegenden Studien, weniger Tierarzneimittel eingesetzt. Die Tierhaltung ist im ökologischen Landbau flächengebunden - betriebliche, aber auch regional erhöhte Tierarzneimittel-Konzentrationen werden dadurch zusätzlich vermieden. Nach unserer Einschätzung ist eine Belastung der Gewässer mit Tierarzneimitteln aus der Tierhaltung infolge des Vorbeugeansatzes, der Restriktionen, der Bevorzugung alternativer Therapien und der verlängerten Wartezeiten im ökologischen Landbau deutlich weniger wahrscheinlich als in der herkömmlichen Tierhaltung.

In Bezug auf **alle Stoffgruppen** lässt sich folgern, dass durch die Umstellung auf ökologischen Landbau als etabliertes System ein effektiver Präventionsansatz zum Schutz des Grund- und Oberflächenwassers realisiert werden kann. Es ist zu prüfen, ob dieser präventive Ansatz sich zudem als kosteneffizienter darstellt als reaktive und kostenintensive *end-of-pipe* Lösungen im Zusammenhang mit der Trinkwasseraufbereitung. So könnten der Gesellschaft durch Umstellung auf ökologische Landwirtschaft erhebliche Kosten eingespart und die Umweltbelastung allgemein reduziert werden.

3.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung

In der aktuellen Debatte zu den Leistungen der ökologischen Landwirtschaft werden oftmals mögliche Vorteile pauschal aufgrund vergleichsweise geringerer Erträge im ökologischen Landbau in Zweifel gezogen; dies geschieht auch in Bezug auf den Wasserschutz (wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben). Grundsätzlich ist eine differenzierte Betrachtung der jeweiligen Bezugsebene, Fläche oder Ertrag, individuell nach Stoffgruppe und Leistung, dringend geboten. Einige neuere Studien führen zugleich beide Bezugsgrößen parallel, teilweise ohne diese weiter zu diskutieren oder einzuordnen. Für eine hinreichend differenzierte Beurteilung von Umweltleistungen ist die Auswahl der jeweils fachlich angemessenen Bezugsgrößen je nach Stoffgruppe oder Indikator aber erforderlich. Deshalb soll an dieser Stelle die passende Bezugsgröße für den Bereich des Wasserschutzes thematisiert werden.

Trinkwasser wird in der Bundesrepublik heute im regionalen Kontext gewonnen, aufbereitet und verbraucht. Aus Sicht der lokalen Wasserversorger ist somit jeder auf ökologische Bewirtschaftung umgestellte Hektar positiv zu bewerten, da von geringeren Belastungen sowohl mit Nitrat, Pflanzenschutzmitteln als auch Tierarzneimitteln und damit von reduzierten Wasseraufbereitungskosten ausgegangen werden kann. Dies zeigen auch Fallbeispiele aus der Praxis, wie die Wasserwerke Leipzig und die Stadtwerke München (Stadtwerke München, 2017; Leipziger Wasserwerke, 2017). Diese betreiben seit vielen Jahren ökologischen Landbau auf den Flächen ihres Wasserschutzgebietes (Leipzig) bzw. fördern die ökologische Bewirtschaftung der Flächen in ihrem Wassereinzugsgebiet (München). Die Nitratbelastungen des geförderten Rohwassers konnte durch diese Maßnahme deutlich reduziert werden. Grundsätzlich scheint ein präventiver Ansatz in dieser Form besonders im Vergleich zu reaktiven Wasseraufbereitungen sinnvoll und auch ökonomisch vorteilhafter, wenn nicht gar geboten (siehe auch Bommelaer & Devaux, 2011; Oelmann et al., 2017) (vgl. Kapitel 10).

Außerdem ist nicht davon auszugehen, dass selbst bei höheren Erträgen in der konventionellen Bewirtschaftung Flächen zum Ausgleich aus der Bewirtschaftung genommen werden oder die Konzentration intensiver Tierhaltung in spezifischen Regionen reduziert wird, nur um das Grundwasser zu entlasten. Die erhöhten Nitratausträge infolge intensiver konventioneller Bewirtschaftung und Tierhaltung haben aber direkte Folgekosten zur technischen Beseitigung des Nitrates (Oelmann et al., 2017; Bommelaer & Devaux, 2011). Insofern handelt es sich bei der Forderung

nach Ertragsbezug bei der Wasserqualität eher um ein Scheinargument. Die Mehrzahl der Modelle und LCAs zeigen sogar bei Einbezug der Erträge einen Vorteil bezüglich der N-Austräge unter ökologischer Bewirtschaftung. Somit lassen sich für den aus unserer Sicht relevanten Flächenbezug wie auch für den Ertragsbezug positive Aussagen hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit des ökologischen Landbaus ziehen.

Für die Stoffgruppe Pflanzenschutzmittel entfällt aufgrund des eindeutigen Vorteils in Bezug auf Fläche und den Ertrag des ökologischen Landbaus im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftungsform die Diskussion um die geeignete Bezugsgröße. In Bezug auf den Ertrag pro eingesetzte Wirkstoffmenge Pflanzenschutzmittel hätte der ökologische Landbau eine extrem hohe Leistung. Allein dieses Beispiel zeigt, wie wenig zielführend es ist, ökologische Leistungen pauschal auf den Ertrag zu beziehen.

Letztlich stellt bei den Tierarzneimitteln der Bezug zur Fläche wie bei den anderen Stoffgruppen mit Auswirkung auf die Grund- und Oberflächengewässer eine geeignete Bezugsgröße dar. Längst schon wird der Tierbesatz pro Fläche betrachtet und ggf. begrenzt. I.d.R. wird der Tierbesatz pro Flächeneinheit (z. B. Großvieheinheiten (GV) pro ha) dargestellt. Weiter differenziert sind auch stärker ertragsbezogene Einheiten (wie z. B. ECM, pro 1.000 kg Schwein oder auch pro Ei bezogen auf den ha) üblich. Hinsichtlich Tierarzneimittel-Stoffeinträge in das Grund- und Oberflächenwasser stellt insbesondere auch der regional konzentrierte Stoffeintrag aus der konventionellen Mast eine Herausforderung dar. Auch die regional erhöhte Konzentration führt zu einer Ungleichverteilung der Wasseraufbereitungskosten, da die Aufbereitungskosten von den in der jeweiligen Region ansässigen Verbrauchenden zu tragen sind.

3.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Auch wenn die vorgenommene Literaturanalyse zu einem eindeutigen Ergebnis zugunsten der ökologischen Landwirtschaft bezüglich der N-Austräge durch Auswaschung kommt, existieren einige kritische Punkte innerhalb des Systems ökologischer Landbau, die grundsätzlich eine Herausforderung für die Praxis in Bezug auf eine weitere Reduzierung bzw. Minimierung der N-Verluste bedeuten. In diesem Zusammenhang ist insbesondere in den nachfolgend beschriebenen Bereichen ein Entwicklungspotenzial gegeben. Hingegen sind bei Tierarzneimitteln und Pflanzenschutzmitteln in Bezug auf den Gewässerschutz im Moment keine Entwicklungspotenziale erkennbar.

Nährstoffverluste aus Mistlagerung und Kompostierung auf unzureichend befestigten Flächen

Hinsichtlich der Festmistlagerung und Kompostierung liegen Grundlagenarbeiten vor, aus denen geeignete Verfahren bezüglich Lagerungsdauer, Unterflursicherung sowie Mieten- und Mietenplatzmanagement hervorgehen bzw. abgeleitet werden können, um Nitratausträge über das Sickerwasser zu reduzieren (Dewes et al., 1993). Diese Erkenntnisse sind in entsprechenden Be-

schreibungen bzw. Vorgaben der so genannten guten fachlichen Praxis dargelegt (Schultheiss et al., 2011). Bei deren konsequenter Anwendung kann davon ausgegangen werden, dass Nitratausträge weitgehend unterbunden werden. Nicht immer allerdings findet die gute fachliche Praxis eine adäquate Anwendung, so dass man hier zumindest teilweise von einem Umsetzungsdefizit ausgehen muss.

Nährstoffeinträge aus der Freilandhaltung

Dass die Nahbereiche von Geflügelfestställen ein Problem darstellen, ist seit mehr als 10 Jahren erkannt (Zorn et al., 2004; Fürmetz et al., 2005). Konzepte, die Tiere entsprechend in die Fläche zu locken, werden allerdings oft nur unzureichend verfolgt oder erweisen sich nicht als zielführend. Zum Teil begründet sich das bereits an den stallbaulichen Gegebenheiten (lange Wege, zu wenig Deckung in der Fläche), zum Teil liegt das Problem aber auch schon bei der Aufzucht der Junghennen bzw. in der Eingewöhnungsphase nach der Aufstallung. Neben den Entwicklungspotenzialen gibt es allerdings auch noch Forschungsbedarf (siehe 3.4.4).

Ein Ansatz zur Lösung des Eutrophierungsproblems im Nahbereich der Legehennenställe existiert in Form der Mobilställe, aber auch hier gibt es noch Entwicklungspotenziale bezüglich des Bewegungsmanagements und der Standfläche. Bezüglich des notwendigen Mobilitätsmanagements von Mobilställen liegen erste wissenschaftliche Erkenntnisse vor (Deerberg & Heß, 2017), allerdings mangelt es auch hier noch oft an der Umsetzung in die Praxis. Ein dreimaliges Umsetzen per anno ist sicherlich nicht ausreichend. Grundsätzlich dürfte aber auch klar sein, dass nicht alle Bio-Eier in Mobilställen erzeugt werden können. Das heißt, es müssen auch neue Konzepte für Festställe entwickelt werden (siehe 3.4.4).

Auch für die Freilandhaltung von Schweinen gibt es Empfehlungen zur Gestaltung der Ausläufe, um punktförmige Nährstoffeinträge um die Futter- und Tränkeplätze sowie im Bereich der Hütten zu vermeiden (Eriksen et al., 2006; Quintern & Sundrum, 2006) bzw. um eine großflächigere Verteilung der Nährstoffe auf der gesamten Auslauffläche sicher zu stellen. Weiterhin liegen durch erfolgreich entwickelte Konzepte zur Eingliederung der Bestände in die Fruchtfolge gute Erfahrungen zum Ausgleich des Nährstoffeintrags vor (Brandt et al., 2004; Hörning et al., 2011). Somit handelt es sich in diesem Bereich oft um ein Umsetzungsdefizit in der Praxis.

Nährstoffeinträge nach dem Umbruch von Leguminosen

Hinsichtlich des Managements von legumem Stickstoff besteht zumindest zum Teil ein Umsetzungsdefizit. Seit den späten 1980er Jahren liegen entsprechende Forschungsergebnisse sowohl zum Umgang mit den feinsamigen Leguminosen (Heß, 1989, 1995; Faßbender, 1998; Haas, 2003) als auch zu Körnerleguminosen (Aufhammer et al., 1995; Justus, 1996) vor. Gleichwohl stellt die Umsetzung von Forschungserkenntnissen in der Praxis vielfach noch eine Herausforderung dar, was stärker noch als bislang durch Kommunikation und Praktikerschulungen verbessert werden kann und muss. Gleichzeitig stellt der Klimawandel mit zunehmender Sommertrockenheit bei

gleichzeitig zunehmenden Winterniederschlägen eine neue Herausforderung dar, die z.T. auch andere Strategien erforderlich macht.

Nährstoffeinträge nach der Ernte

Kulturpflanzen mit einem schlechten N-Ernteindex (wie z. B. Raps) oder einem stark N-mineralisierenden Ernteverfahren (wie z. B. Kartoffeln) hinterlassen im Spätsommer und Herbst größere Mengen an leicht mineralisierbarem Stickstoff. Dieser kann über einen entsprechenden Zwischenfruchtanbau abgefangen werden. Auch hier besteht in der Praxis nicht immer ein ausreichendes Problembewusstsein, oftmals sprechen bislang auch arbeitswirtschaftliche Argumente bzw. der Witterungsverlauf dagegen. Optimierungen sind gleichwohl an dieser Stelle gut vorstellbar. Im Übrigen werden derartige Optimierungsstrategien als eine Art Ökolandbau-plus z. B. bei der ökologischen Bewirtschaftung des Wassergutes Canitz bereits praktiziert.

Bei allen hier angeführten Punkten geht es um das Schließen des betrieblichen Nährstoffkreislaufes. Die Nutzung dieser Entwicklungspotenziale liegt demzufolge im ureigenen Interesse der Ökologischen Landwirtschaft selbst, denn die Zukaufmöglichkeiten insbesondere für Stickstoff sind sehr begrenzt. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass es eine hohe Motivation der Ökolandwirtschaft gibt, die genannten Entwicklungspotenziale zu erschließen.

3.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

In der Vergangenheit wurden in zahlreiche Studien und Untersuchungen die durch die Landwirtschaft verursachten **Stickstoff**austräge in das Grundwasser untersucht. Auch wenn die Dynamiken der Stickstoffauswaschungen unter unterschiedlichen Standort- und Klimabedingungen sowie unterschiedlichen Kulturen und Fruchtfolgen oder Bewirtschaftungssystemen komplex sind, wurden die wesentlichen Grundzusammenhänge in zahlreichen Forschungsarbeiten analysiert.

Die hier vorgenommene Bewertung der Vergleichbarkeit und der Systemrepräsentanz der Studien bezüglich der N-Austräge in das Grundwasser hat gezeigt, dass viele Studien nicht bzw. nur eingeschränkt für eine Metaanalyse geeignet sind, so dass am Ende nur wenige Studien einbezogen werden konnten. Um die Belastbarkeit von Vergleichsstudien zu erhöhen, ist künftig beim Versuchsdesign stärker auf die Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung zu achten. Notwendig wäre es in diesem Zusammenhang auch, Untersuchungen in der Praxis einzubeziehen, wenn Aussagen über das System getroffen werden sollen, da faktorielle Versuchsansätze oftmals die realen Verhältnisse nur sehr bedingt widerspiegeln.

Unklar ist hingegen, inwieweit die geringeren Erträge im ökologischen Landbau (verbunden mit geringerem Wasserverbrauch der Kulturen im Vergleich zum konventionellen Anbausystem) zusätzlich zu geringeren N-Konzentrationen im Grundwasser beitragen. Aus einem geringeren Was-

serverbrauch resultiert ggf. eine gesteigerte Grundwasserneubildung aufgrund erhöhter Sickerwasserspenden. Somit wäre eine ökologische Landbewirtschaftung aufgrund der niedrigeren N-Austräge verbunden mit einem geringeren Wasserverbrauch besonders auf niederschlagsarmen Standorten bzw. in niederschlagsarmen Wassergewinnungsgebieten als positiv zu bewerten. Diese Annahme gilt es weiter zu überprüfen.

Auch wenn die unter 3.4.3 angesprochenen Entwicklungspotenziale bezüglich des Auslaufmanagements von der Praxis genutzt werden, ist das Eutrophierungsproblem im Nahbereich von Legehennenställen noch nicht gelöst. Dringender Forschungsbedarf besteht für den Nahbereich von Ausläufen für Legehennen und andere Geflügelarten. Forschungsthemen dabei sind u.a. die Suche nach geeigneten Substraten für den Nahbereich und der Verarmungsanbau im Auslauf. Des Weiteren ist die Flächenbeimessung im Auslauf zu hinterfragen. 4 m^2 pro Henne sind bei den derzeitigen Rahmenbedingungen definitiv zu wenig. Darüber hinaus bedarf es grundsätzlicher Optimierung bei der Konzipierung stationärer Ställe.

Zur Thematik **Phosphor** liegt für eine abschließende Bewertung der Einträge in die Gewässer zum einen nur eine unzureichende Anzahl an Vergleichsstudien vor, zum anderen wurde in diesen Studien zur Quantifizierung nur der Austrag über das Sickerwasser adressiert. Allerdings ist dies aufgrund der geringen Mobilität von Phosphor im Boden ein nur bedingt geeigneter Indikator, um die gesamten gewässerbelastenden Phosphorverluste aus einem landwirtschaftlichen System zu quantifizieren. Um klare Aussagen hinsichtlich des P-Austrags treffen zu können, wäre eine vergleichende umfassende Quantifizierung von P-Verlusten über den Oberflächenabfluss bzw. über Erosion in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform sinnvoll. Vorläufig sind aufgrund der Restriktionen sowie des attestierten geringeren erosiven Bodenabtrags (vgl. Tab. 11.1) auch geringere P-Austräge in die Oberflächengewässer unter Bedingungen einer ökologischen Bewirtschaftung erwartbar.

Aufgrund des Verzichts von chemisch-synthetischen **Pflanzenschutzmitteln** im ökologischen Landbau und des restriktiven Einsatzes von biologischen Pflanzenschutzmitteln besteht für diesen Bereich in Bezug auf die Gewässerqualität kein Forschungsbedarf.

Vergleichsstudien zur Belastung der Gewässer durch **Tierarzneimittel** liegen nicht vor, woraus sich ein erhebliches Forschungsdefizit ergibt. Als erster Schritt wäre eine einfache Abschätzung der Größeneinordnung potenzieller Austräge aus den beiden Tierhaltungssystemen möglich, wenn beim Erfassen der Tierarzneimittel-Einsatzmengen in konventionelle und ökologische Tierhaltung differenziert werden würde. Ggf. könnte die Frage auch im Rahmen von betrieblichen Fallstudien bearbeitet werden. Im Weiteren wären dann – zumindest beispielhaft – die über den Wirtschaftsdünger ausgebrachten Mengen zu erfassen, die dann ggf. auch noch nach erfolgter Ausbringung auf ihren Verbleib im Agrarökosystem untersucht werden könnten.

Ferner stellt sich die Frage, in welcher Höhe die nach der EU-Öko-Verordnung zu bevorzugenden alternativen Behandlungsstrategien in der ökologischen Tierhaltung tatsächlich dazu beitragen, Stoffeinträge von Tierarzneimitteln in die Wirtschaftsdünger zu reduzieren. In diesem Kontext würde eine Weiterbildung von Tierärzten und Praktikern in Bezug auf die Anwendung alternativer Heilmethoden nicht nur helfen, den EU-Vorgaben nachzukommen, sondern mutmaßlich auch die Aufwandsmengen von Tierarzneimitteln zu reduzieren. Ein bevorzugender Einsatz von phytotherapeutischen und homöopathischen Arzneimitteln in der ökologischen Tierhaltung ist gerade aus der Sicht des Wasserschutzes von großem Interesse.

Ein weiterer Forschungsbedarf, der sich auf **alle vier Stoffgruppen** bezieht, ergibt sich aus der Frage, welcher Zusammenhang zwischen einer zunehmenden Spezialisierung im ökologischen Landbau und den Stoffeinträgen in die Gewässer besteht. Für alle Stoffgruppen wäre in diesem Zusammenhang zu prüfen, ob und in welchem Ausmaß eine Auswirkung auf die Austräge in das Grund- und Oberflächenwasser festzustellen ist.

Angesichts der vielfältigen Leistungen, die die ökologische Landwirtschaft bereits heute für den Gewässerschutz erbringt, stellt sich die Frage, wieso nicht bereits viel mehr Wasserversorger zur Maßnahme „Ökolandbau“ gegriffen haben. Naturwissenschaftlich ist sie nicht zu beantworten. Die Fakten liegen auf dem Tisch.

Eine realistische und naheliegende Entwicklungsoption wäre beispielsweise die konsequente Förderung der Umstellung der Ackerflächen aller Wasserschutzgebiete Deutschlands auf die ökologische Bewirtschaftung. Diese erste Maßnahme würde durch reduzierte Stoffeinträge in die Gewässer dazu beitragen, gesellschaftliche Kosten für die Wasseraufbereitung präventiv zu reduzieren. Vor dem Hintergrund hoher Aufbereitungskosten von Trinkwasser und anderen Umweltschäden durch die Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland ist die Entwicklung von Präventivansätzen auf der Fläche, wie durch die Einführung der ökologischen Landwirtschaft, sicherlich außerordentlich zielführend.

4 Bodenfruchtbarkeit

Rüdiger Jung, Knut Schmidtke

4.1 Hintergrund und Relevanz

Der Boden ist die zentrale Grundlage für die Erzeugung von Lebensmitteln. Die in der Landwirtschaft erzeugten Produktionsmengen sind eng mit der Bodenfruchtbarkeit und diese wiederum mit der Sicherstellung der grundständigen Bodenfunktionen verknüpft. Diese umfasst (a) die Lebensraumfunktion – der Boden dient als Biotop für die dort existierenden Lebewesen, das Edaphon; (b) die Regulierungsfunktion – der Boden dient als Puffer und Speicher für Nährstoffe, Schadstoffe und Wasser sowie (c) die Produktionsfunktion – der Boden dient als Grundlage und Medium zur Produktion von Biomasse, Nahrungspflanzen und Futtermitteln. Darauf bezugnehmend bezeichnen Ellmer et al. (2012) die Bodenfruchtbarkeit als Anteil an der Ertrags- und Qualitätsbildung von Nutzpflanzen, welche sich auf physiologische, phytosanitäre und technologische Funktionen von Böden gründet und durch ihre wechselseitig zusammenwirkenden physikalischen, chemischen und biologischen Zustandsgrößen bestimmt wird. In ähnlicher Weise definieren Karlen et al. (2001) die Bodenfruchtbarkeit als „capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation".

Auch wenn in den letzten Jahrzehnten die Erträge in der Landwirtschaft beispielsweise durch den Einsatz mineralischer Düngemittel deutlich erhöht werden konnten, stellen die genannten Bodenfunktionen und damit die Bodenfruchtbarkeit eine wesentliche Voraussetzung dar, um langfristig die Ertragsfähigkeit der landwirtschaftlichen Produktion sicherstellen zu können. Insofern ist der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit durch geeignete Maßnahmen (z.B. schonende Bodenbearbeitung, angepasste Düngung, vielfältige Fruchtfolgen) als eine wichtige öffentliche Leistung der Landwirtschaft anzusehen.

Die gesellschaftliche Bedeutung dieser Leistung hat sich insbesondere vor dem Hintergrund der abnehmenden Qualität und Verfügbarkeit landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland und Europa akzentuiert. Nach Analysen der Europäischen Umweltagentur haben weite Teile der europäischen Böden ihre grundständigen Funktionen eingebüßt oder sind davon bedroht (European Environment Agency, 2015). Der Flächenverbrauch durch Städte und die Bodendegradation, z.B. als Folge von Bodenerosion oder Intensivierung der Landnutzung, gehen demnach im Vergleich zur jüngeren Vergangenheit unvermindert weiter. In Deutschland sank beispielsweise von 2000 bis 2016 der Anteil der landwirtschaftlichen Flächen an der Gesamtfläche von 54 auf 51 % – insbesondere durch die Ausweitung von Siedlungs- und Verkehrsflächen. Zugenommen haben nach Heißenhuber et al. (2015) auch die Erosionsgefährdung und der Humusschwund. Neben dem Verlust von Grünland ist diese Entwicklung u.a. eine Folge des vermehrten Mais- und Hackfruchtanbaus sowie einer Vergrößerung der Schläge.

Um den Boden zu schützen, wurden in Deutschland verschiedene Schutzvorgaben im Bundesbodenschutzgesetz verankert (gute fachliche Praxis). In die gleiche Richtung wirken auch die Cross Compliance-Bestimmungen der GAP (guter landwirtschaftlicher und guter ökologischer Zustand). Allerdings haben diese Vorgaben überwiegend einen lediglich adhortativen Charakter (Heißenhuber et al., 2015). Neben den rechtlichen Aktivitäten gibt es in Deutschland diverse Forschungsprojekte und –initativen zur Sicherstellung der Bodenfruchtbarkeit. Von der deutschen Bundesregierung wird derzeit im Rahmen einer „Bioökonomie-Initiative“ die Erforschung des Bodens unterstützt (Fördermaßnahme "BonaRes"). In diesem Rahmen werden mehrere Projekte finanziert. Eine Auswahl sei beispielhaft genannt: nachhaltiges Unterbodenmanagement (“Soil³”; Kautz, 2015), Bodenschutz beim Befahren von Ackerland (“SOILAssist”, Lorenz et al., 2016) oder nachhaltiges Boden-P-Management (“InnoSoilPhos“, Leinweber et al., 2016).

4.2 Grundlagen

4.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

Das Denken und Handeln ökologisch wirtschaftender Betriebe ist in der Regel stark auf den Zustand des Bodens fokussiert. Die Bodenfruchtbarkeit wird nicht nur mit dem Pflanzenertrag und der Produktivität, sondern langfristig auch mit einem aktiven Bodenleben verbunden. Dies spiegelt sich auch in den rechtlichen Bestimmungen des ökologischen Landbaus wider.

Die Basisverordnung der EU zum ökologischen Landbau (EG VO 834/2007) erwähnt an zwei Stellen den Begriff „Bodenfruchtbarkeit“. Artikel 12 besagt, dass der ökologische Pflanzenbau die Bodenfruchtbarkeit erhalten und verbessern soll. Artikel 13 besagt, dass die Bodenfruchtbarkeit als ein zentrales Element des ökologischen Bewirtschaftungssystems und des ökologischen Pflanzenbaus angesehen wird. Alle Handlungen der Betriebe müssen auf die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ausgerichtet sein. Dazu sollen geeignete Arten und Sorten in mehrjährigen Fruchtfolgen angebaut werden. Pflanzen sollen ihre Nährstoffe vorzugsweise aus dem Ökosystem Boden beziehen. Zusätzliche Düngemittel, Bodenverbesserer oder Pflanzenschutzmittel sollten nur verwendet werden, wenn sie mit den Zielen und Grundsätzen der ökologischen bzw. biologischen Produktion vereinbar sind. Daraus abgeleitet kann geschlussfolgert werden, dass alle pflanzenbaulichen und betriebswirtschaftlichen Handlungen auf die Pflege und Mehrung der Bodenfruchtbarkeit ausgerichtet sein sollten. Eine Kreislaufwirtschaft bezüglich der Betriebsmittel sowie eine allgemeine Ressourcenschonung werden in der EU-Öko-Verordnung damit indirekt eingefordert.

Die Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) definiert in ihren Standards (IFOAM, 2014) die Bodenfruchtbarkeit („soil quality“) als Funktion der jeweiligen standorttypischen biologischen, chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. Bodenfruchtbarkeit sei eine „funktionelle Leistungsfähigkeit der Böden“, um u.a. die Gesundheit von Pflanzen, Tieren, Mikroorganismen und Menschen zu fördern. Betont wird ferner der wechselseitige Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und Produktivität.

Im deutschsprachigen Raum verfolgen ökologische Landbausysteme nach Vogt (2001) historisch bedingt ein biologisches Verständnis von Bodenfruchtbarkeit und eine darauf aufbauende Humuswirtschaft. Die derzeitig aktiven deutschen Anbauverbände der ökologisch wirtschaftenden Erzeuger (Biokreis, Bioland, Biopark, Demeter, Ecoland, Gäa, Naturland, Verbund Ökohöfe) verweisen in ihren Leitlinien und Regelwerken auf den Erhalt und die Mehrung der Bodenfruchtbarkeit. Methoden und Aufwendungen zur Erlangung dieses Ziels werden in den Regelwerken mit unterschiedlicher Ausführlichkeit behandelt und beschrieben. Allen gemeinsam ist das Ziel einer möglichst ressourcen- und umweltschonenden Landbewirtschaftung. Der Einsatz externer Betriebsmittel soll weitgehend vermieden werden, dagegen soll eine am Naturhaushalt angelehnte Kreislaufwirtschaft vorherrschen. Dementsprechend wichtig sind die Fruchtfolgegestaltung (vielfältig, standortangepasst), die Bodenbearbeitung (zumeist flach-wendend) sowie die permanente Kontrolle des Einflusses der eigenen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Bodenlebewelt. Der Leguminosenanbau ist durch die symbiotische Luft-Stickstoff-Fixierung von großer Bedeutung und wird daher bei den meisten Anbauverbänden explizit genannt. Für die Hauptfrucht-Leguminosen (z.B. Kleegras, Ackerbohnen) wird beispielsweise bei den Anbauverbänden Gäa, Biokreis, Biopark und Naturland ein Mindestanteil von 20 % Leguminosen in der Fruchtfolge empfohlen.

In den Richtlinien des Anbauverbandes Bioland ist die Bodenfruchtbarkeit ein zentraler Begriff. Zwischen einem „vielfältigen und aktiven Bodenleben“ und der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit wird ein enger Wirkungszusammenhang hergestellt (Kapitel 3.1). In Kapitel 3.2 wird u.a. erwähnt, dass der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit mit dem Anbau von Leguminosen als Haupt- oder Zwischenfrüchte in „vielseitigen und ausgewogenen Fruchtfolgen“ einhergeht. In Kapitel 4.1 wird festgestellt, dass die „in der Tierhaltung anfallenden wirtschaftseigenen Dünger“ der „Erhaltung und dem Aufbau der Bodenfruchtbarkeit im Betrieb“ dienen.

Die Richtlinien des Anbauverbandes Naturland nennen die Bodenfruchtbarkeit in Zusammenhang mit dem Pflanzenbau an drei Textstellen: bei den Themen Humuswirtschaft und Düngung, Boden- und Wasserschutz sowie beim Thema Ackerbau. Die Behandlung des Bodens wird vergleichsweise genau beschrieben und reglementiert. Wichtige Instrumente zur Kontrolle einer hohen Bodenfruchtbarkeit sind u.a. die Humusbilanzierung sowie die standortgerechte Kalkversorgung. Weitere spezielle Handlungsempfehlungen bezüglich der Bewirtschaftung der Böden und bezüglich der Fruchtfolgegestaltung folgen.

In den Richtlinien des Anbauverbandes Biokreis wird die Bodenfruchtbarkeit in Kapitel 8.4 im Zusammenhang mit der Fruchtfolgegestaltung genannt. Eine „Sicherstellung der Bodenfruchtbarkeit“ wird dort mit einem verpflichtenden Mindestanteil der Hauptfruchtleguminosen in Höhe von 20 % (viehlos wirtschaftende Betriebe) in Verbindung gebracht. Viehhaltende Betriebe werden zudem in Kapitel 8.5 der Richtlinien des Anbauverbandes Biokreis aufgefordert, den „Erhalt und Aufbau der Bodenfruchtbarkeit“ sowie eine „harmonische Ernährung der Pflanzen mit Hilfe des Bodenlebens“ sicherzustellen. Zu diesem Zweck soll dem Boden eine „ausreichende Menge organischen Materials“ zugeführt werden. Speziell genannt werden ferner der Mist der landwirtschaftlichen Nutztiere sowie pflanzliche Rückstände als Grundlage der Düngung. In Unterkapitel 8.5.5 wird Biokreis-Betrieben gestattet, Gärreste einer Biogasanlage als Düngemittel einzusetzen. Der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit soll dabei durch die Bilanzierung des Humusabbaus und -aufbaus im Boden kontrolliert werden.

Der Anbauverband Gäa stellt in seinen Richtlinien einen Wirkungszusammenhang zwischen der Bodenfruchtbarkeit und einer standortangepassten Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung, der Düngung und der Sortenwahl her (Kapitel 2 - Pflanzenbau). Die „nachhaltige Erhaltung und Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit“ wird als Grundlage bzw. Ziel ausgegeben. Daraus werden weitere Empfehlungen zur Behandlung und Düngung der Böden abgeleitet: „Verrottete Pflanzenmassen erhalten und fördern das Bodenleben, aufbereitete Tierdünger verbessern darüber hinaus die Humusqualität“. Die Kontrolle des pH-Wertes im Boden wird eingefordert, bei Bedarf ist eine Kalkung durchzuführen. Ferner wird der Bodenfruchtbarkeit als Teil des Ressourcen- und Umweltschutzes größte Bedeutung zugemessen (Kapitel 9).

In den Richtlinien des Anbauverbandes Biopark werden im Abschnitt „Düngung und Humuswirtschaft“ (Kapitel 2.4) der Einsatz von betriebseigenen und betriebsfremden Düngern unterschieden (Kapitel 2.4.1 und 2.4.2). Die Erhaltung und Sicherung der Bodenfruchtbarkeit sowie die Steigerung der biologischen Bodenaktivität werden hier als zentrale Ziele ebenfalls herausgestellt.

Auch wenn der konkrete Begriff „Bodenfruchtbarkeit“ in den Demeter-Richtlinien nicht vorkommt, werden dort sehr ähnliche Umschreibungen verwendet. So sehen die Grundsätze im Punkt 2 vor: „Durch die Haltung von Wiederkäuern, […] vielfältige Fruchtfolgen, […] beleben wir den Boden und vermehren seine Fruchtbarkeit stetig“. Die Viehhaltung wird demnach betont, ein enger Zusammenhang mit der Fruchtbarkeit der Böden wird hergestellt. Im Punkt 3 der Grundsätze des Anbauverbandes Demeter wird sinngemäß hervorgehoben, dass die „Kulturpflanzen ihre Qualitäten aus fruchtbarem, belebtem Boden schöpfen“. Das wichtige Prinzip der Kreislaufwirtschaft wird in Punkt 5 der Demeter-Grundsätze beschrieben. Der Boden wird hier neben anderen Ressourcen hervorgehoben: Der in biologisch-dynamischen Böden stattfindende Humusaufbau wird als umweltrelevanter Beitrag angesehen, diesbezüglich werden z.B. eine Kohlenstoff-Speicherung und ein Erosionsschutz postuliert. Dieser Brückenschlag zwischen der Bedeutung der Bodenfruchtbarkeit und gesellschaftlich relevanten Umweltleistungen wie z.B. der Nutzung des Bodens als C-Senke wird in den Richtlinien der Anbauverbände Demeter und Naturland ausdrücklich benannt.

4.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Zahlreiche Studien haben in der Vergangenheit gezeigt, dass der Vorrat an organischer Bodensubstanz bei ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung in Ackerböden häufig erhöht ist (Siegrist et al., 1998; Armstrong Brown et al., 2000; Mäder et al., 2002). Eine Metaanalyse von Gattinger et al. (2012) zu den C-Vorräten im Oberboden ergab, dass unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus die organische Bodensubstanz auch im globalen Maßstab höher ausfiel als bei vergleichbarer konventioneller Landwirtschaft. Im Mittel waren die C-Vorräte des Oberbodens (0 bis 15 cm Tiefe) in langjährig ökologisch bewirtschafteten Ackerböden um 198 g C pro m² höher als in vergleichbaren konventionell bewirtschafteten Böden. Insbesondere der Zusammenhang mit der für die ökologische Landwirtschaft typischen Kreislaufwirtschaft unter Einsatz von Stallmist und Komposten sowie der Leguminosenanbau wurden als Ursachen hervorgehoben.

Tuomisto et al. (2012) heben im Rahmen einer Metastudie von ökologischen und konventionellen Anbauverfahren in Europa hervor, dass eine der zukünftig zentralen Herausforderungen für den konventionellen Landbau in der Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit zu sehen ist. Um dieses Ziel zu erreichen, sollten die Fruchtfolgen im konventionellen Ackerbau u.a. vielfältiger gestaltet werden und gleichzeitig mehr organische Substanz in den Boden eingebracht werden.

Lori et al. (2017) identifizieren zahlreiche positive Einflüsse des ökologischen Landbaus auf die meisten der in der Studie untersuchten mikrobiellen Indikatoren im Boden. Diese Parameter (z.B. C_{mic}, N_{mic}, Enzymaktivitäten, Basalrespiration) beeinflussen den Nährstoffkreislauf und die Strukturbildung des Ackerbodens.

Für die zukünftige Ausrichtung des ökologischen Landbaus wäre der Einsatz ressourcenschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen wie beispielsweise eine reduzierte Bodenbearbeitung erstrebenswert. Eine Metaanalyse von Cooper et al. (2016) überprüft, welche Effekte eine Reduzierung der Bodenbearbeitungsmaßnahmen in ökologisch wirtschaftenden Betrieben bewirkt. Ein Untersuchungsaspekt war dabei die mögliche Änderung der organischen Bodensubstanz. Im Ergebnis wurde gezeigt, dass die Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität, beispielsweise durch den Verzicht auf eine wendende Bearbeitung oder Verringerung der Bearbeitungstiefe, auch im ökologischen Landbau zu einer Steigerung des organischen C-Vorrates im Ackerboden führt. Die Autoren betonen an dieser Stelle die Vorteile dieser Maßnahmen bezüglich der gesteigerten physikalischen und biologischen Qualität der Böden.

In einer Überblicksarbeit von Kremen & Miles (2012) werden Bewirtschaftungssysteme, speziell ökologische und konventionelle Verfahren, in Bezug auf ihre Umweltleistungen verglichen. Diese Umweltleistungen werden benannt, beschrieben und bewertet. Eine der identifizierten zwölf Kernleistungen ist die Bodenfruchtbarkeit („soil quality“). Weitere bedeutsame Faktoren sind u.a. die Wasserhaltekapazität und die Kohlenstoff-Sequestrierung. Die Autoren zeigen, dass, verglichen mit ihren konventionellen Vergleichsbetrieben, die genannten Umweltleistungen in „diver-

sified farming systems“ weitaus besser gefördert werden. Für die Bodenfruchtbarkeit bzw. für den Boden werden mehrere entscheidende Indikatoren genannt: die organische Bodensubstanz (SOM), bodenbiologische und bodenphysikalische Kenngrößen sowie die Bodenerosion. Für SOM wird bei Kremen & Miles (2012) auf die Arbeiten von Drinkwater et al. (1998) und Marriott & Wander (2006) verwiesen. Die Erkenntnisse zur Wasserhaltekapazität sowie zu den bodenbiologischen und bodenphysikalischen Kenngrößen beziehen sich hauptsächlich auf den DOK-Versuch in der Schweiz (Therwil) (Mäder et al., 2002). In ihren Schlussfolgerungen postulieren Kremen & Miles (2012), dass die Ertragsdefizite der „diversified farming systems“ durch die Umweltleistungen teilweise ausgeglichen werden.

In einer neuen Metastudie von Barbieri et al. (2017) werden auf globaler Skala die Fruchtfolgen im ökologischen und konventionellen Anbau verglichen. Die Autoren gliedern die Darstellungen teilweise nach Kontinenten, so dass für Europa und Nordamerika separate Resultate präsentiert werden. In Europa beispielsweise wurden im ökologischen Ackerbau signifikant höhere Anteile an Hülsenfrüchten in den Fruchtfolgen ermittelt. Die Anteile der Ölfrüchte hingegen waren im konventionellen Anbau signifikant höher. Andere Autoren (Seufert et al., 2012; Ponisio et al., 2015) verweisen auf die im Vergleich mit der konventionellen Bewirtschaftung fast durchgehend niedrigeren Kulturpflanzenerträge im ökologischen Landbau.

4.2.3 Thesen und Erwartungen

Einige Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit wurden in der Vergangenheit mehrfach und häufig in verschiedenen Studien untersucht. Hier ist die Erwartung, dass diese breite Datenbasis des Systemvergleichs ökologisch versus konventionell hinreichend genaue Ergebnisse liefert. Ähnlich wie in vielen Metastudien könnten nachgeordnete Analysen dazu beitragen weitere Faktoren und deren Einflussstärke aufzudecken (Fruchtfolgen, Bodenbearbeitung, regionsspezifische Böden).

Aufgrund systembedingter Unterschiede zwischen der ökologischen und der konventionellen Bewirtschaftung, wie sie im Kapitel 4.2.1 beschrieben wurden, und den bisher vorliegenden Forschungsergebnissen, die im Kapitel 4.2.2 zusammengefasst wurden, lassen sich für die weitere Analyse folgende Thesen aufstellen.

Regenwürmer

Die Artenzahl und Abundanz der Regenwürmer, das Vorkommen von Tief- und Flachgräbern sowie die Gesamt-Biomasse aller an einem Standort vorkommenden Regenwurmarten ist von mehreren Faktoren abhängig. Häufige und intensive Bodenbearbeitung schädigt in der Regel die Regenwurm-Populationen. Die Frage ist dann, wie schnell sich die Populationen regenerieren. Ist eine hohe Menge leicht abbaubare organische Substanz im Boden und auf der Bodenoberfläche vorhanden, fördert dieses in der Regel die Regenwürmer. Ferner ist bekannt, dass chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel einige Regenwurmarten nachhaltig schädigen können. Deshalb wird die These aufgestellt, dass trotz regelmäßig wendender Bearbeitung in langjährig ökologisch

bewirtschafteten Ackerböden aufgrund von hohem und regelmäßigem Eintrag organischer Substanz und hinreichend langen Regenerationszeiträumen eine höhere Biomasse und Abundanz an Regenwürmern vorzufinden ist als in langjährig konventionell bewirtschafteten Ackerböden.

Bodenacidität bzw. pH-Wert Oberboden

Die Verfügbarkeit der Nährstoffe ist u.a. vom Boden-pH-Wert abhängig. Die Pufferkapazität der Böden ist abhängig vom jeweiligen Standort mit seinen spezifischen Bodeneigenschaften. Mineralische Düngung, wie sie bei konventioneller Bewirtschaftung üblich ist, kann je nach eingesetzten Düngemitteln zu einer mittel- oder langfristig stärkeren Versauerung des Bodens als im ökologischen Landbau führen. Im ökologischen Landbau werden stets Leguminosen eingesetzt, deren symbiotische N_2-Fixierung gleichfalls zu einer Versauerung des Bodens beitragen kann. Dieses sollte jedoch weit weniger wirksam sein als eine dauerhafte mineralische Düngung. Es wird deshalb erwartet, dass die langjährig konventionell bewirtschafteten Ackerflächen im Mittel etwas niedrigere pH-Werte im Oberboden als die langjährig ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen aufweisen sollten.

Phosphor-Gehalt im Boden

Generell ist bekannt, dass die Phosphor-Versorgung eine endliche Ressource darstellt. Die weltweiten Rohphosphat-Vorräte sind begrenzt und nicht ersetzbar. Phosphor sollte demnach in allen Anbausystemen nachhaltig eingesetzt werden. Im ökologischen Landbau werden den Böden in der Regel keine leicht löslichen Phosphat-Düngemittel zugeführt. Es wird deshalb erwartet, dass die langjährig ökologisch bewirtschafteten Ackerböden niedrigere Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor aufweisen als konventionell bewirtschaftete Vergleichsflächen. Dieses sollte insbesondere in Dauerversuchen, aber auch bei langfristig ökologisch bewirtschafteten Betrieben erkennbar sein.

Bodenverdichtung und Eindringwiderstand

Inwiefern ein Boden in einem Betrieb Verdichtungen aufweist, ist in der Regel eine Funktion der Auflast durch die eingesetzten Maschinen sowie der Anzahl der Überfahrten auf einem Schlag je Vegetationsperiode. Weiterhin bedeutend ist der Feuchtezustand des Bodens zum Zeitpunkt der Befahrung. Es wird deshalb erwartet, dass eventuell vorhandene Bodenverdichtungen auf Ackerflächen in erster Linie von den genannten Faktoren abhängen. Es ist offen, ob sich Unterschiede im Systemvergleich ökologisch zu konventionell nachweisen lassen. Möglicherweise zeigt der ökologische Landbau aufgrund der Fruchtartenzusammensetzung in seinen Fruchtfolgen (weniger Mais, weniger Zuckerrüben, mehr Kleegras) Vorteile, d.h. eine geringere Verdichtung des Unterbodens gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betrieben.

4.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

Die Bodenfruchtbarkeit im weiteren Sinne wird im einfachsten Fall am Grundertrag der angebauten Kulturpflanzen, d.h. der Ertragsleistung bei unterlassener Düngung der Bestände, gemessen. Beim komplexen Wirkungsgefüge innerhalb eines Ökosystems genügen jedoch kleinste Änderungen, um die Bodenfruchtbarkeit deutlich zu mindern. Als quantitative Parameter der Bodenfruchtbarkeit wurden in Deutschland auf der Grundlage von Dauerversuchen sogenannte Bodenfruchtbarkeitskennziffern (Kundler, 1989) entwickelt. In Tabelle 4.1 werden diese Kennziffern nach Kundler (1989) aufgeführt und den in dieser Studie untersuchten Indikatoren gegenübergestellt (siehe auch Abbildung 4.1).

Tabelle 4.1 Vergleich der Bodenfruchtbarkeitskennziffern nach Kundler (1989) mit den für die Vergleichsanalyse ausgewählten Indikatoren

Bodenfruchtbarkeitskennziffern nach Kundler (1989)	**Ausgewählte Indikatoren**	**Begründung zur Auswahl**
	Bodenbiologische Indikatoren	
Regenwurmaktivität	- Regenwurm-Biomasse - Regenwurm-Abundanz	International gut untersucht, Vergleichsstudien öko/kon vorhanden, Indikatororganismus für gesunde Böden
Besatz mit Schadnematoden	*Nein*	-
	Bodenchemische Indikatoren	
Gehalt organischer Substanz	- C_{org}-Gehalt (Kapitel 6)	Meta-Studien vorhanden (Gattinger et al., 2012; Haddaway et al., 2015).
Bodenreaktion (pH-Wert)	- pH-Wert Oberboden	International gut untersucht, leicht erfassbare Kenngröße, Bodenacidität beeinflusst die Bodeneigenschaften maßgeblich, Wechselwirkungen zu anderen Parametern vorhanden
Gehalt an pflanzenverfügbaren Makronährstoffen	- Phosphor-Gehalt	Phosphor besonders relevant
	Bodenphysikalische Indikatoren	
Steinbesatz		Nur regional bedeutsam und vermutlich nicht durch die Art der Bewirtschaftung beeinflussbar
Vernässungsdauer Ackerkrume	*nicht erhoben*	Nur regional bedeutsam
Trockenrohdichte	- Trockenraumdicht (Kapitel 7)	Bewertung im Zusammenhang mit Bodenerosion
Eindringwiderstand	- Eindringwiderstand	Bedeutsam im Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität und dem Maschineneinsatz

Quelle: Eigene Zusammenstellung

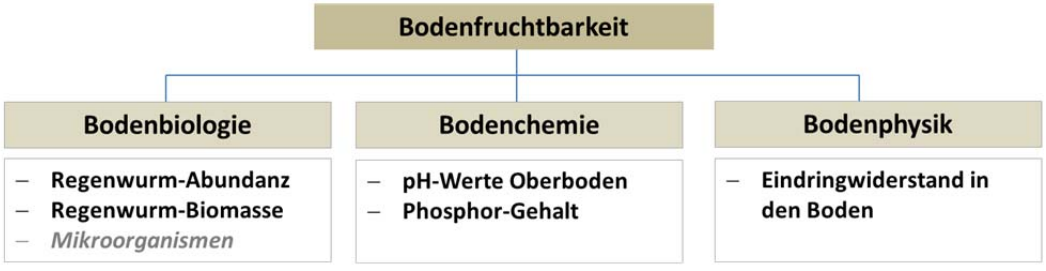
Internationale Überblicksarbeiten bzw. Meta-Analysen (Gattinger et al., 2012; Reganold & Wachter, 2016; Seufert & Ramankutty, 2017) verwenden zur Bewertung des ökologischen Landbaus allgemeine Parameter wie Biodiversität, Bodenfruchtbarkeit („soil quality“) oder spezielle Parameter wie den Gehalt der organischen Substanz (C_{org}) im Oberboden. Karlen et al. (2001) nennen mehrere biologische, chemische und physikalische Parameter, die als Indikatoren für die Bewertung der Bodenfruchtbarkeit dienen können. Zur Umsetzung wird in Karlen et al. (2001) ein entsprechendes Rahmensystem vorgeschlagen. Bei Stockdale & Watson (2009) wird erläutert, dass biologische Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit in ökologischen Anbausystemen zukünftig eine hohe Bedeutung gewinnen. Gomiero et al. (2011) verweisen auf die Nützlichkeit eines einheitlichen Rahmenwerks, den ein standardisierter „soil quality index“ bieten würde.

Beispiele für physikalische Parameter der Bodenfruchtbarkeit sind die Trockenrohdichte, das Porenvolumen oder die effektive Durchwurzelungstiefe des Bodens. Die unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften von Böden unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung werden beispielsweise von Mäder et al. (2002) im Dauerfeldversuch verglichen. Chemische Parameter wie die Bodenreaktion oder die Verfügbarkeit von Makronährstoffen werden als Bodenfruchtbarkeitskennziffern für bestimmte Bodenarten angegeben (Diepenbrock et al., 2016). Werden die Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau verglichen (Seufert et al., 2012), so zeigte sich, dass Mindererträge im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung auf neutralen oder schwach sauren Böden vergleichsweise gering ausfielen. Biologische Parameter sind ein weiterer wichtiger Untersuchungsbereich. Verschiedene Analysen in Studien ergeben, dass nach langjähriger ökologischer Bewirtschaftung eine höhere Abundanz bei bestimmten bodenbewohnenden Organismengruppen zu beobachten ist als nach langjähriger konventioneller Bewirtschaftung (Tuck et al., 2014; Seufert & Ramankutty, 2017; Lori et al., 2017).

Begründung für die ausgewählten Indikatoren

Für die Literaturuswertung wurden insgesamt vier Indikatoren aus den Bereichen der Bodenbiologie, Bodenchemie und Bodenphysik ausgewählt, die gut erforscht sind und für die zahlreiche empirische Ergebnisse vorliegen (Abbildung 4.1). Ferner wurden noch Vergleichsergebnisse zu Mikroorganismen im Boden herangezogen.

Abbildung 4.1 Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Bodenfruchtbarkeit



Quelle: Eigene Darstellung

Übersicht über die Datengrundlage

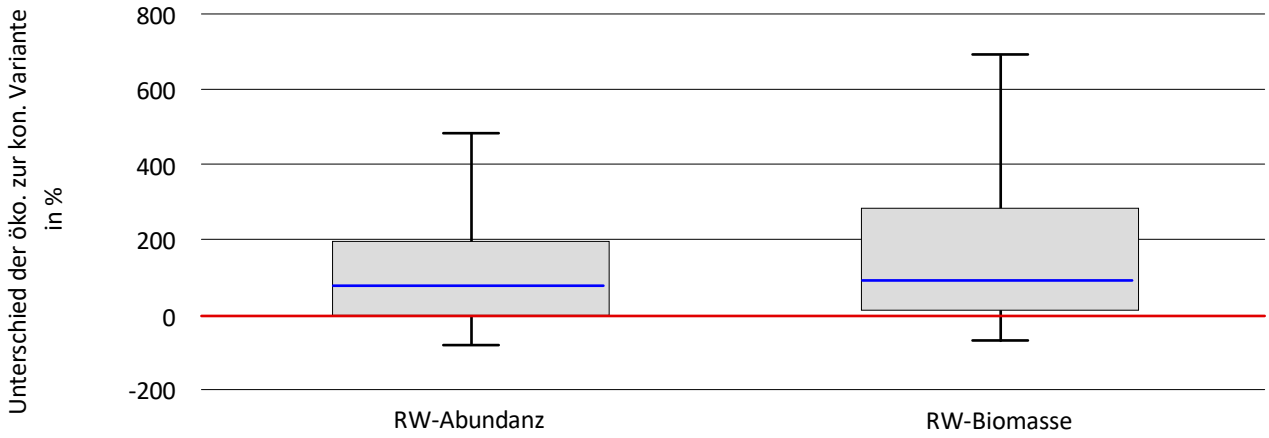
Im Leistungsbereich „Bodenfruchtbarkeit“ wurden aus insgesamt 56 Studien in der Summe 307 Vergleichspaare generiert. Diese 307 Vergleichspaare verteilten sich auf 4 Indikatoren. Fast die Hälfte der 56 Studien beinhaltet Daten für mehr als einen Indikator. Die höchste Anzahl an Vergleichspaaren fand sich mit 93 beim Indikator „Regenwurm-Biomasse“. Die höchste Anzahl an verwertbaren Studien wurde mit 30 für den Indikator „Bodenacidität“ (pH-Wert) ermittelt. Demgegenüber wurden beim Indikator „Eindringwiderstand“ (Bodenverdichtung) nur 4 verwertbare Studien gefunden. Der bodenbiologische Vergleich zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung wurde ergänzt um eine qualitative Auswertung der Literatur zum Thema „Boden-Mikroorganismen“.

Bei 144 (47 %) der 307 Vergleichspaare wurden in den Studien statistische Tests durchgeführt, die Aussagen darüber trafen, ob sich die Daten der ökologischen Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung unterschieden. Bei 77 der 144 Vergleichspaare wurden signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen ermittelt. Im Verhältnis zur Gesamtzahl der Vergleichspaare entspricht dies 25 %. Die Anzahl der Vergleichspaare ohne Angaben zu signifikanten Unterschieden betrug 163 bzw. 53 % aller Vergleichspaare.

4.3.1 Regenwürmer

Die in der Abbildung 4.1 sowie den Tabellen 4.2 - 4.4 vorgestellten Ergebnisse zur Regenwurm-Biomasse sowie Regenwurm-Abundanz (Individuenzahl/m²) beziehen sich auf die jeweilige Gesamtmasse bzw. Summe aller Individuen der gefundenen Lumbricidae. Die drei bekannten Lebensraumtypen der Regenwürmer (anezische, endogäische und epigäische Arten) wurden für diese Studie nicht getrennt ausgewertet. Für den Paarvergleich ökologisch versus konventionell wurden insgesamt 23 Studien ausgewertet. Die überwiegende Anzahl der Studien beinhaltet Angaben zu den Parametern Regenwurm-Biomasse und Regenwurm-Abundanz. Es gibt jedoch einige wenige Studien, die nur einen von beiden Parametern aufführen. Somit wurden für die Regenwurm-Biomasse 17 Studien mit 93 Vergleichspaaren (VGP) und für die Regenwurm-Abundanz 21 Studien mit 64 Vergleichspaaren ausgewertet.

Abbildung 4.2 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Abundanz und der Biomasse von Regenwürmern, bezogen auf eine Flächeneinheit (m²)



Positive Werte zeigen eine Steigerung für die ökologische Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung, bei negativen Werten waren die Werte bei konventioneller Bewirtschaftung höher als bei ökologischer Bewirtschaftung. Extremwerte (o.Darst.): 815% (RW-Abundanz), 1250% (RW-Biomasse).

Quelle: Eigene Darstellung

Die ausgewerteten Vergleichspaare sind in Abbildung 4.2 für die zwei untersuchten Parameter Regenwurm-Abundanz und Regenwurm-Biomasse als Boxplot dargestellt. Im Mittel (Median) lag die Regenwurm-Abundanz auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen um 78 % höher als auf den konventionell bewirtschafteten Flächen. Für den Parameter Regenwurm-Biomasse fiel die mittlere prozentuale Differenz mit +94 % noch größer aus (Abbildung 4.2). Allerdings ist zu beachten, dass bei der Regenwurm-Abundanz für etwa die Hälfte der Vergleichspaare und bei der Regenwurm-Biomasse für etwa ein Drittel der Vergleichspaare auf Basis der Angaben in den Studien keine statistische Absicherung der Ergebnisse gegeben ist.

Die Betrachtung der Maßzahlen für die absoluten Werte beider VGP-Datensätze (Tabelle 4.2) zeigt, dass sowohl bei der Regenwurm-Abundanz wie auch bei der Regenwurm-Biomasse die ökologisch bewirtschafteten Flächen die höheren Werte aufwiesen. Die Gesamtzahl der Regenwurm-Individuen war in den ökologisch bewirtschafteten Varianten im Mittel (Median) mit 192 Exemplaren/m² mit rund 87 Individuen größer als in den konventionell bewirtschafteten Varianten. Zudem lag die Gesamtmasse aller Regenwürmer in den ökologisch bewirtschafteten Varianten im Mittel mit 71 g/m² mehr als doppelt so hoch wie in den konventionell bewirtschafteten Varianten (Tabelle 4.2).

Tabelle 4.2 Charakteristische Maßzahlen der Datensätze für das Themengebiet Regenwürmer

	Regenwurm-Abundanz Individuen / m^2		Regenwurm-Biomasse g Frischmasse / m^2	
	öko	**kon**	**öko**	**kon**
Mittelwert	264,9	130,8	85,7	46,8
Median	191,9	104,6	71,0	32,0
Min-Wert	3,2	2,1	3,2	1,4
Max-Wert	1243,0	512,0	283,6	305,1

Quelle: Eigene Auswertung

Die Klassifizierung der Vergleichspaare ergab folgendes Bild (Tabelle 4.3). Bei beiden Indikatoren waren jeweils mehr als 60 % der Vergleichspaare der Gruppe „Öko +“ zuzuordnen. Bei etwas weniger als einem Drittel der Vergleichspaare wurden ökologische und konventionelle Bewirtschaftung als „gleich“ eingestuft. Bei weniger als 10 % der Vergleichspaare lag bei konventioneller Bewirtschaftung eine höhere Abundanz bzw. Biomasse der Regenwürmer vor.

In den Studien wurden signifikante Unterschiede zwischen den Daten für ökologische und konventionelle Bewirtschaftung bei etwa 43 % der Vergleichspaare des Parameters Regenwurm-Biomasse sowie bei etwa 23 % der Vergleichspaare des Parameters Regenwurm-Abundanz nachgewiesen. Der hohe Anteil dieser signifikanten Unterschiede bestätigt höhere absolute Werte zugunsten der ökologischen Bewirtschaftung für beide Parameter (Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Abundanz / Biomasse von Regenwürmern im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Regenwurm	Abundanz	21	41 (13)	17 (0)	6 (2)	64% 27% 9%
	Biomasse	17	59 (39)	30 (0)	4 (1)	63% 32%

Öko + Höhere Abundanz / Biomasse von Regenwürmern in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Abundanz / Biomasse von Regenwürmern in der öko. Landwirtschaft (nicht sign. bzw.+/- 20 %)
Öko - Niedrigere Abundanz / Biomasse von Regenwürmern in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw.< -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Niedrige Regenwurm-Abundanzen in konventionell bewirtschafteten Flächen sind u.a. damit erklärbar, dass bei konventioneller ackerbaulicher Bewirtschaftung häufig vergleichsweise geringe Mengen organischer Düngemittel eingesetzt werden. Zudem ist bekannt, dass einige Regenwurmarten auf die Applikation von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln empfindlich reagieren (Bertrand et al., 2015; Gaupp-Berghausen et al., 2015). Birkhofer et al. (2008) ermitteln bei der Anwendung von Herbiziden und Molluskiziden im DOK-Dauerversuch in der Schweiz in den Jahren 2003 und 2004 keine unmittelbar negativen Einflüsse auf die Regenwurm-Populationen. Pfiffner (1993) fand im DOK-Versuch zwischen 1990 und 1992 niedrigere Regenwurm-Abundanzen bei konventioneller Bewirtschaftung und begründeten dieses mit dem Einsatz eines stark regenwurmtoxischen Pflanzenschutzmittels (Carbendazim). Jossi et al. (2007) berichten, dass im DOK-Versuch diese Mittel seit 1990 nicht mehr eingesetzt werden. Die Regenwurm-Gesamtbiomasse sowie die Regenwurm-Individuenzahl lag in den Jahren zwischen 2001 und 2005 in den ökologisch und konventionell bewirtschafteten Versuchsparzellen im Mittel zwischen 165 und 205 g/m² bzw. 190 bis 259 Individuen/m² (Jossi et al., 2007). Dabei lag zumindest die Individuenzahl in der organisch-biologischen Variante O2 signifikant über der in der rein mineralisch gedüngten konventionell bewirtschafteten Variante M2. Die Werte zeigen gegenüber den Daten von Pfiffner (1993), dass sich die Populationen der Regenwürmer in der konventionell bewirtschafteten Variante M2 regeneriert hatten. Die teilweise signifikant höhere Regenwurm-Biomasse und –Individuenzahl in der organisch-biologisch bewirtschafteten Variante O2 gegenüber der Variante M2 führen Jossi et al. (2007) u. a. auf die unterschiedlichen Gehalte der organischen Substanz sowie auf die differierenden pH-Werte im Boden zurück. Einen stark negativen Einfluss auf die Regenwürmer soll die Bodenbearbeitung mit dem Pflug ausgeübt haben, da im zweijährigen Kleegras eine Erholung der Regenwurm-Populationen beobachtet wurde (Jossi et al., 2007). Weiterhin konnten Pfiffner & Luka (2007) anhand von Untersuchungen auf Schweizer Praxisbetrieben zeigen, dass eine Bearbeitung mit dem Pflug im Herbst einen negativen Einfluss auf die Regenwurm-Abundanz ausübte. Dieser Befund trat unabhängig vom Bewirtschaftungssystem (integriert oder ökologisch) auf.

Ein diverser, arten- und individuenreicher Regenwurmbestand auf einem Standort verweist auf einen fruchtbaren und biologisch aktiven Boden mit intakter Bodenstruktur und gutem Wasserinfiltrationsvermögen. Besonders die Art und Weise der Bodenbearbeitung ist für die Entwicklung der Regenwurm-Populationen bedeutend. Wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug kann die Siedlungsdichte einiger Regenwurmarten verringern (Jossi et al., 2011; Walter et al., 2015). Nach Bertrand et al. (2015) sollten folgende Maßnahmen ergriffen werden, um für Regenwürmer günstige Lebensbedingungen im Ackerland zu schaffen: (1) Direktsaat oder reduzierte Bodenbearbeitung, (2) Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln, (3) Erhöhung der organischen Bodensubstanz, (4) Einsatz von Zwischenfrüchten, (5) verstärkte Diversifizierung der Fruchtfolgen, (6) allgemeine Verbesserung der „Ökologischen Infrastruktur“, gemeint ist beispielsweise die Anlage von Hecken.

In einem experimentellen Dauerfeldversuch auf einer lößbeeinflussten Parabraunerde in Frankreich wurde seit 1997 neben der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise noch ein drittes System geprüft (Pelosi et al., 2009). Es handelte sich dabei um ein sogenanntes „Lebendmulch"-Anbausystem mit Direktsaat. In diesen Teilflächen wurde nicht gepflügt, stattdessen wurde eine ganzjährige Bodenbedeckung angestrebt. Bei Bedarf wurde die Pflanzendecke mit Herbiziden reduziert. Die ökologisch und konventionell bewirtschafteten Teilflächen wurden jedoch regelmäßig gepflügt. Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen wurden zur Nährstoffversorgung Leguminosen angebaut (Erbsen, Luzerne), organische Wirtschaftsdünger wurden jedoch nicht verabreicht. Die konventionell bewirtschafteten Teilflächen wurden mineralisch gedüngt und bei Bedarf mit verschiedenen chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt. In diesem Dauerversuch wurden zahlreiche Parameter erhoben. Ergebnisse zu Regenwürmern werden bei Pelosi et al. (2015) sowie Henneron et al. (2015) mitgeteilt. Die Regenwurm-Abundanz und die Regenwurm-Biomasse der ökologisch bewirtschafteten Teilflächen sowie der Lebendmulch-Teilflächen waren signifikant höher als auf den konventionell bewirtschafteten Teilflächen. In absoluten Zahlen beliefen sich diese Unterschiede teilweise bis auf das Fünffache. Zwischen den ökologisch bewirtschafteten Varianten und dem Lebendmulch-System gab es keine signifikanten Unterschiede. Interessant ist zudem die Betrachtung der Regenwurm-Lebensraumtypen. Epigäische Arten, d.h. Streubewohner, sind im Ackerbau eher selten anzutreffen. Die Abundanz dieser Gruppe war aber in den ökologisch bewirtschafteten Teilflächen sowie in den Lebendmulch-Teilflächen signifikant höher als in den konventionell bewirtschafteten Teilflächen. Das gleiche Bild ergab sich hinsichtlich der signifikanten Unterschiede für die anezischen Arten (Tiefgräber), gültig für beide Parameter, Regenwurm-Abundanz und Regenwurm-Biomasse. Nur die endogäischen Arten (Mineralschichtbewohner, Flachgräber) reagierten weniger eindeutig.

Givaudan et al. (2014) konnten erstmals die Akklimatisierung einer Regenwurm-Art (*Aporectodea caliginosa*) an ein Fungizid (Epoxiconazol) im Freiland nachweisen. Akklimatisierte *A. caliginosa*-Populationen aus konventioneller Bewirtschaftung zeigten im Gegensatz zu *A. caliginosa*-Populationen aus ökologischer Bewirtschaftung bei Anwendung des Fungizids physiologische und verhaltensökologische Anpassungsstrategien.

4.3.2 Mikroorganismen im Boden

Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Algen, Protozoen) sind aktiv an zahlreichen biochemischen Transformationsprozessen im Boden beteiligt. Die Mineralisierung der organischen Substanz sowie die Bereitstellung von Nährstoffen für die Kulturpflanzen sind ohne die Tätigkeit der Mikroorganismen im Boden kaum vorstellbar. Mikroorganismen leisten daher einen entscheidenden Beitrag für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit.

Einige Studien zeigen, dass die mikrobielle Biomasse im Boden bei langjähriger ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventionell bewirtschafteten Vergleichsvarianten erhöht war (Mäder et al., 2002; Hartmann et al., 2006a; Hartmann et al., 2006b; Hartmann & Widmer, 2006; Birkhofer et al., 2008; Fließbach et al., 2007; Joergensen et al., 2010; Heinze et al., 2010; Braman et al., 2016). Andererseits gibt es Studien, die diesen Unterschied nicht nachweisen konnten (Wander et al., 1995; Williams & Hedlund, 2013). Henneron et al. (2015) verweisen in einem französischen Dauerversuch auf eine signifikant erhöhte Abundanz der Bodenbakterien bei ökologischer gegenüber konventioneller Bewirtschaftung. Gleichzeitig konnte dieser signifikante Effekt für die Bodenpilze jedoch nicht nachgewiesen werden.

Im seit 1978 laufenden Schweizer DOK-Langzeitversuch wurde nachgewiesen, dass die Aktivität der Mikroorganismen im Boden unter ökologischer Bewirtschaftung (biodynamisch oder organisch) höher war als bei konventioneller Bewirtschaftung. Dies wurde anhand mehrerer mikrobieller Parameter gezeigt (Birkhofer et al., 2008; Fließbach et al., 2007; Mäder et al., 2002). Enzymaktivitäten (Dehydrogenase, Protease, Saccharase, Phosphatase) sowie der qCO_2-Indikator verweisen beispielsweise auf den Metabolismus der Bodenlebewesen. Aber auch die mikrobielle Biomasse und die Besiedlung der Wurzeln mit symbiontisch lebenden Mykorrhizapilzen war in den ökologisch bewirtschafteten Versuchsparzellen höher als in den konventionellen Vergleichsvarianten. Im weiteren zeitlichen Verlauf des DOK-Versuches relativierten sich jedoch Teile dieser Ergebnisse. Zwischen den ökologisch und konventionell wirtschaftenden Parzellen wurden im Jahr 2006 für die mikrobielle Biomasse (CFE und SIR), die Basalatmung und die Dehydrogenase-Aktivität zumindest bei gleichbleibender Hofdüngergabe (0,7 DGVE) kaum noch Unterschiede festgestellt (Oberholzer et al., 2009). Bei höherer Hofdüngergabe (1,4 DGVE) waren die Werte bei den genannten Parametern im Mittel höher. Es zeigte sich zudem, dass einheitliche Maßnahmen wie Kalkung, Düngung mit Mist und Gülle sowie weitgestellte Kleegrasfruchtfolgen die Unterschiede zwischen der biologisch-organischen (BIOORG) und der konventionellen Bewirtschaftung (CONFYM) überprägten.

In einer niederländischen Studie (van Diepeningen et al., 2006) wurden mehrere ökologisch und konventionell bewirtschaftete Ackerflächen verschiedener Betriebe verglichen. Im Mittel zeigten die ökologisch bewirtschafteten Böden eine höhere biologische Aktivität und Diversität (Eubakterien, Nematoden). Allerdings waren die Unterschiede zwischen den Bodenarten (Ton oder Sand) größer als zwischen den Bewirtschaftungssystemen ökologisch oder konventionell. Auf Tonböden war die basale Respiration in den Böden der ökologisch bewirtschafteten Betriebe signifikant

höher als in den Böden der konventionellen Vergleichsbetriebe. Auf Sandböden waren diese Unterschiede jedoch nicht vorhanden; van Diepeningen et al. (2006) vermuten als Ursache für die höhere biologische Diversität der Organismen im Boden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe die flachere Bodenbearbeitung sowie die Unterlassung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und mineralischen Düngemitteln. Obwohl die ökologisch wirtschaftenden Betriebe höhere Mengen organischer Düngemittel als die konventionell wirtschaftenden Betriebe einsetzten, unterschieden sich die C_{org}-Gehalte der unterschiedlich bewirtschafteten Böden nicht.

Im Langzeitversuch Burgrain (1991 bis 2008, Schweiz; Oberholzer & Zihlmann, 2011; Zihlmann, 2012) wurden integriert (extensiv bzw. intensiv) und biologisch wirtschaftende Betriebe u.a. bezüglich Bodenqualitätsparametern untersucht. Es wurde jedoch zwischen den drei geprüften Systemvarianten kein Unterschied hinsichtlich der mikrobiellen Biomasse festgestellt. Wahrscheinlich waren die Unterschiede zwischen den geprüften Bewirtschaftungssystemen im Rahmen der Schweizer Rahmenbedingungen zu gering. Hofdünger tierischer Herkunft wurden in allen geprüften Bewirtschaftungssystemen eingesetzt, in der sogenannten „extensiv-integrierten“ Variante wurde zudem flacher gepflügt als in der ökologisch bewirtschafteten „Bio“-Variante.

In einer schwedischen Studie (Williams & Hedlund, 2013) wurden in der Region Scania sieben ökologisch wirtschaftende Betriebe mit zehn konventionell wirtschaftenden Betrieben bezüglich zahlreicher Parameter, u.a. der mikrobiellen Biomasse im Boden, verglichen. Nur die Stickstoff-Mineralisationsrate im Boden fiel in den Böden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe geringer aus. Im Übrigen gab es bei keinem anderen Parameter (Bakterien-C, Fungal-C, AMF, SOC, pH, pflanzenverfügbarer Phosphor, Wasserhaltekapazität) signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen. Es wird seitens der Autoren vermutet, dass die hohe Intensität (Einsatz Wirtschaftsdünger, mechanische Unkrautregulierung) in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben das Bodenleben negativ beeinflusste.

Dennoch gibt es weitere Studien, die entweder im experimentellen Dauerversuch oder durch on-farm-Vergleiche hinsichtlich mikrobieller Parameter deutlich höhere Werte infolge einer ökologischen Bewirtschaftung im Vergleich zu einer konventionellen Bewirtschaftung identifiziert haben. Als Beispiele seien folgende Studien genannt: Heinze et al. (2010) fanden im Darmstädter Dauerdüngungsversuch (Deutschland), dass bei mineralischer Düngung C_{mic} und S_{mic} signifikant niedriger lagen als in den Varianten mit Einsatz organischer Hofdünger. Chirinda et al. (2010) verglichen in einem elfjährigen Feldexperiment in Foulum (Dänemark) die Bewirtschaftung im Rahmen von vier ökologischen Fruchtfolgen mit einer konventionellen Fruchtfolge. Untersucht wurden unter anderem der Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse, die heterotrophische CO_2-Respiration und die denitrifizierende Enzymaktivität. Ökologisch bewirtschaftete Fruchtfolgen mit organischen Hofdüngern führten zu einer signifikant höheren CO_2-Respiration im Boden als die konventionell bewirtschaftete Fruchtfolge mit ausschließlich mineralischer Düngung. Liu et al. (2007) bewerteten ökologisch und konventionell wirtschaftende Betriebe in North Carolina, USA. Dort wurde in drei Versuchsjahren u.a. festgestellt, dass die mikrobielle Respiration, C_{mic} und N_{mic} im Boden bei organischer Bewirtschaftung signifikant höher lag als im Boden der konventionellen Vergleichsbe-

triebe. Hepperly et al. (2006) beschreiben Ergebnisse aus dem Dauerversuch FST in Kutztown, Pennsylvania, USA. Dort wurde ermittelt, dass nach zehnjähriger Versuchslaufzeit die Boden-Respiration in den beiden geprüften ökologischen Varianten („manure“ und „legume“) signifikant höher ausfiel als bei konventioneller Bewirtschaftung. Im Review von Hansen et al. (2001) wird ferner auf eine dänische Studie verwiesen, die zeigte, dass in den Böden ökologisch bewirtschafteter Betriebe bestimmte Bodenpilze signifikant häufiger vorkamen als bei konventionellen Vergleichsbetrieben.

Ein anderer Ansatz zur Bewertung der mikrobiellen Biomasse besteht darin, taxonomische Einheiten möglichst genau zu identifizieren. Im optimalen Fall könnte die Zusammensetzung und Diversität funktioneller Gruppen (Bakterien, Bodenpilze) nachfolgend Bewirtschaftungssystemen zugeordnet werden. Die Grundlagen für diese Analysen werden durch die stetigen Fortschritte bei der DNA- und RNA-Sequenzierung erzielt. Etwa durch Pyrosequenzierung von ribosomalen Markern (16S rRNA) wurde es ermöglicht, die Lebensgemeinschaften im Boden besser zu erschließen (Hartmann et al., 2015).

Li et al. (2012) untersuchten im südlichen Manitoba (Kanada) einen seit 1992 etablierten experimentellen Dauerversuch mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Sie konnten nachweisen, dass die Vielfalt und Diversität der bakteriellen Lebensgemeinschaften unter ökologischer Bewirtschaftung höher war als unter konventioneller Bewirtschaftung. Allerdings konnten viele der ermittelten Unterschiede nicht statistisch gesichert werden. Es wurden jedoch taxonomische Gruppen identifiziert und zugeordnet. Proteobacteria zeigten bei ökologischer Bewirtschaftung eine höhere relative Abundanz, während Chloroflexi und Actinobacteria bei konventioneller Bewirtschaftung häufiger auftraten. Zudem waren die relativen Abundanzen der bakteriellen Lebensgemeinschaften mit dem pH-Wert im Boden korreliert. Dieses ist insofern bedeutsam, da unter ökologischer Bewirtschaftung der pH-Wert im Boden höher lag als bei konventioneller Bewirtschaftung.

Hartmann et al. (2015) gingen noch einige Schritte weiter, indem sie im DOK-Versuch (Therwil, Schweiz) mikrobielle Lebensgemeinschaften identifizierten (Pyrosequenzierung Bakterien, Pilze), in taxonomische Einheiten gruppierten und den Bewirtschaftungsvarianten oder den bodenchemischen Parametern zuordneten. Ferner wurden Diversitäts-Indices berechnet. Die Zusammensetzung und Struktur der mikrobiellen Lebensgemeinschaften wird nach Ansicht der Autoren durch langfristige Managementmaßnahmen beeinflusst. Im konkreten Fall war dieses im Wesentlichen die Menge der ausgebrachten organischen Hofdünger. Andererseits wird betont, dass die Ursachen für die mikrobielle Diversität hochgradig komplex sind. Der Einfluss von Pflanzenschutzmitteln auf die mikrobiellen Lebensgemeinschaften wird von Hartmann et al. (2015) zudem als niedrig eingeschätzt. Allerdings verweisen die Autoren auf die Tatsache, dass unter den gegebenen Schweizer Rahmenbedingungen des integrierten Landbaus die applizierten Mengen ohnehin auf einem vergleichsweise geringen Niveau blieben.

Ein Vergleich der Resultate verschiedener Studien ergab zudem bei der Zuordnung der taxonomischen Bakterien- und Pilz-Gruppen kein einheitliches Bild. Bei Li et al. (2012) sowie bei Lupatini et al. (2017) zeigen z.B. mehrere Genera der Proteobacteria insbesondere bei ökologischer Bewirtschaftung erhöhte Abundanzen, während bei Hartmann et al. (2015) die meisten Genera der Proteobacteria nur bei konventioneller Bewirtschaftung (CONMIN in DOK) erhöhte Abundanzen aufweisen. In den Untersuchungen von Lupatini et al. (2017) sind die relativen Abundanzen vieler Taxa der Acidobacteria und Planctomycetes bei ökologischer Bewirtschaftung hoch. Andererseits kamen 18 der 25 identifizierten Taxa der Acidobacteria nur im konventionellen System vor (Lupatini et al., 2017). In Hartmann et al. (2015) werden 11 Taxa der Acidobacteria nachgewiesen, alle gehören zur Gattung Candidatus. Diese Bakteriengruppe wurde in dieser Studie nur in jenen konventionell bewirtschafteten Varianten gefunden, die ausschließlich mineralisch gedüngt wurden. Für viele Bodenbakterien wird nachgewiesen, dass ihr Vorkommen mit bodenchemischen Parametern korreliert. Schmidt & Waldron (2015) zitieren Ergebnisse von Eichorst et al. (2007; 2011), wonach bestimmte Unterabteilungen der Acidobacteria enge Beziehungen zum pH-Wert im Boden oder zur C-Konzentration im Boden aufweisen. Fierer et al. (2003) zeigen, dass auf kontinentaler Ebene die Diversität und die Artenzahlen der Bodenbakterien in erster Linie vom pH-Wert des Bodens beeinflusst werden. In Böden mit neutralem pH-Wert sind demnach die Diversität und die Artenzahl der Bodenbakterien höher als in sauren Böden. In der Studie von Henneron et al. (2015) werden zur relativen Abundanz innerhalb der Proteobacteria, Actinobacteria und Acidobacteria keine signifikanten Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung gefunden.

4.3.3 Bodenacidität

Der pH-Wert des Bodens wird gemeinhin als Maß für die H_3O^+-Aktivität in der Bodenlösung definiert. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden wird dazu Boden entweder in einer Salzlösung ($CaCl_2$, KCl) oder in destilliertem Wasser gelöst. Beide Möglichkeiten kamen in den ausgewerteten Studien vor.

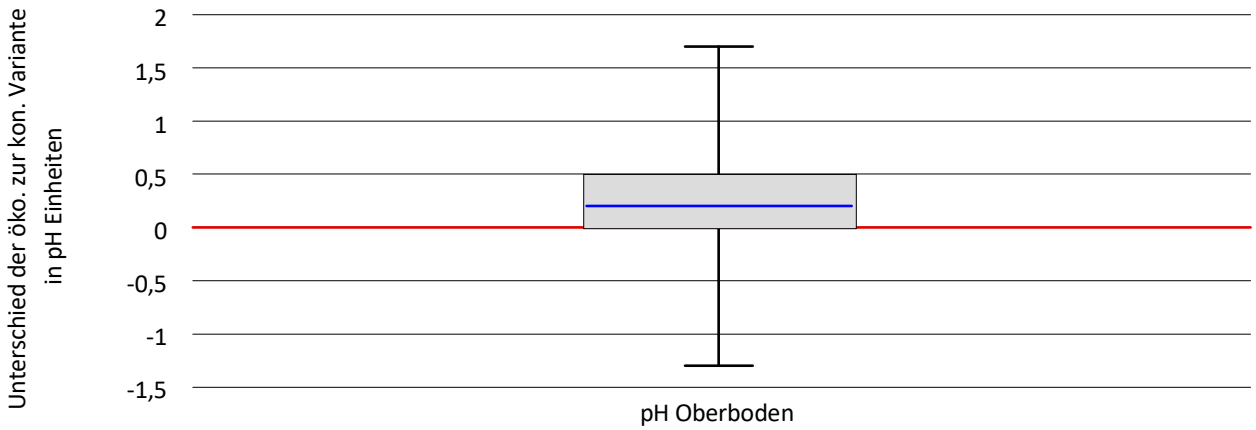
Bei allen Formen der Landnutzung zur Produktion von pflanzlicher Biomasse (Ackerbau, Forst, natürliche Ökosysteme) nehmen die angebauten oder natürlich vorkommenden Pflanzen Nährstoffe aus dem Boden auf. Die Nährstoffe werden in Form von Kationen und Anionen über die Wurzeln aufgenommen, in der Regel überwiegt die Kationenaufnahme. Um das Elektronenneutralitätsprinzip zu bewahren, müssen die Pflanzen zum Ausgleich Protonen in den Boden entlassen. Dieses ist eine Ursache für die aktuelle Bodenacidität an einem Standort. Ferner können aus der Streuauflage bzw. aus der abgestorbenen Phytomasse sauer wirkende Huminstoffe in die obersten Bodenhorizonte gelangen. Die Atmung der Mikroorganismen im Boden ist eine weitere potenzielle Quelle für Protonen-Überschüsse. Auch anthropogene Einflüsse können den pH-Wert des Bodens verändern. Einige mineralische Düngemittel wie z.B. Ammoniumsulfat oder Superphosphat wirken versauernd. Zudem können zusätzliche Protoneneinträge in den Boden erfol-

gen, wenn durch die Emissionen von Verkehr und Industrie sogenannter „saurer Regen“ entsteht. Im Landbau begegnet man der Bodenacidität durch regelmäßige Kalkungsmaßnahmen.

In Deutschland werden die pH-Werte des Bodens analog zur Nährstoffversorgung in Klassen eingeteilt (A bis E). Über die Beschreibung des Bodenzustandes, der Humusgehalte und der Bodenart soll eine angepasste Kalkversorgung angestrebt werden. Ziel ist die Erreichung und Erhaltung einer standortangepassten, optimalen Bodenreaktion (Kerschberger et al., 2000). Bei Klasse A wird eine Gesundungskalkung empfohlen, da Ertragsverluste drohen. Klasse C ist der optimale, anzustrebende Bereich, bei der eine Erhaltungskalkung empfohlen wird. In Klasse E ist die Bodenreaktion wesentlich höher als anzustreben. Statt Kalkung sollten hier versauernd wirkende Düngemittel eingesetzt werden.

Die Literatursuche zum Indikator „Bodenacidität“ erbrachte 30 Studien, aus denen insgesamt 71 Vergleichspaare generiert wurden. In einigen Studien wurden mehrere Standorte oder mehrere Fruchtfolgen angegeben, die sich teilweise über verschiedene Zeiträume erstreckten. Um die Bewirtschaftungssysteme *ökologisch* und *konventionell* zu vergleichen, wurde der Datensatz mit den Vergleichspaaren aus verschiedenen Blickwinkeln betrachtet. Die prozentuale Differenz der Bewirtschaftungssysteme (ohne Abb.) zum Parameter Bodenacidität bzw. pH-Wert im Oberboden (n = 71) erbrachte einen Median von +2,75 %. Wird der gleiche Datensatz als absolute Differenz der pH-Einheiten zwischen den zwei Bewirtschaftungssystemen dargestellt (Abbildung 4.3), so lag der Median bei +0,20 pH-Einheiten. Die Darstellung als Boxplot zeigt die Verteilung des entsprechenden Datensatzes zur absoluten Differenz der pH-Einheiten.

Abbildung 4.3 Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des pH-Wertes des Oberbodens



Positive Werte zeigen eine Steigerung für die ökologische Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung (kon. Variante = 0 %), bei negativen Werten waren die Werte bei konventioneller Bewirtschaftung höher als bei ökologischer Bewirtschaftung. Die Tiefe der obersten Bodenschicht variierte in den Studien: 0-5 cm, über 2-20 cm bis zu 0-30 cm Bodentiefe

Quelle: Eigene Darstellung

Die Maßzahlen für die Datensätze zu den pH-Werten des Oberbodens bei konventioneller und bei ökologischer Bewirtschaftung sind in Tabelle 4.4 getrennt dargestellt. Im Mittel (Median) über alle 71 Vergleichspaare betrug der pH-Wert im Boden bei ökologischer Bewirtschaftung 6,6, während bei konventioneller Bewirtschaftung ein mittlerer pH-Wert von 6,2 vorlag. Auch die anderen angegebenen Lageparameter zeigen, dass bei der überwiegenden Anzahl der Vergleichspaare bei ökologischer Bewirtschaftung eine geringere Bodenacidität vorlag (Tabelle 4.4).

Tabelle 4.4 Charakteristische Maßzahlen der Datensätze für den pH-Wert des Oberbodens

	Ökologische Bewirtschaftung	Konventionelle Bewirtschaftung
Mittelwert	6,7	6,4
Median	6,6	6,2
Min-Wert	5,3	4,6
Max-Wert	8,5	8,3

Quelle: Eigene Auswertung

Wie der Tabelle 4.5 zu entnehmen ist, zeigten bei einer ökologischen Bewirtschaftung 44 von 71 Vergleichspaaren (62 %) gegenüber konventioneller Bewirtschaftung höhere pH-Werte im Oberboden. Bei 13 Vergleichspaaren (18 %) waren die pH-Werte im Oberboden bei konventioneller Bewirtschaftung geringer als bei ökologischer Bewirtschaftung (Tabelle 4.5). Nur für 12 von 71 Vergleichspaaren fanden sich in den Studien statistische Angaben. Davon verwiesen jedoch 11 Vergleichspaare auf einen signifikant höheren pH-Wert bei ökologischer Bewirtschaftung.

Tabelle 4.5 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Bodenacidität im Oberboden von Ackerflächen im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
pH-Wert / Bodenacidität	30	44 (11)	14 (0)	13 (1)	62%			20%	18%

Öko + Niedrigere Bodenacidität in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -1%)
Öko = Vergleichbare Bodenacidität in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 1%)
Öko - Höhere Bodenacidität in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +1%)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die Entnahmetiefe der Bodenproben unterschied sich zwischen den einzelnen Studien. Am häufigsten wurden die Bodenproben zwischen 0 und 30 cm Tiefe entnommen. Dieses geschah bei 23 von 71 Vergleichspaaren. Bei weiteren 7 Vergleichspaaren wurde der Boden zwischen 0 und 25 cm Tiefe entnommen. Bei 11 Vergleichspaaren wurden die Bodenproben zwischen 0 und 20 cm Tiefe entnommen. Eine eher flache Entnahme in der Oberkrume erfolgte bei 13 Vergleichspaaren: 0 bis 10 cm Tiefe kam sechsmal vor, eine Entnahme bei 0 bis 5 cm Tiefe wurde bei sieben Vergleichspaaren durchgeführt. Bei 7 weiteren Vergleichspaaren wurden Teile des Oberbodens verworfen. Erst ab 2, 5, 6 oder 10 cm Tiefe begann hier die Entnahme. In vier Studien gab es keine genauen Angaben zur Entnahmetiefe.

Der pH-Wert des Bodens beeinflusst viele Bodenprozesse wie beispielsweise Mineralisierung, Humifizierung, Verwitterung, Tonverlagerung oder die biologische Aktivität. Von hoher Bedeutung ist der pH-Wert zudem in Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von Nährstoffen. Allgemein liegt der optimale pH-Bereich in landwirtschaftlichen Böden zwischen etwa 5,0 bis 7,5. Dieser Optimalbereich wird ferner von der Bodenart und dem Humusgehalt des Bodens mitbestimmt. Einige Düngemittel wie z.B. Ammoniumsulfat bewirken eine Protonenfreisetzung im Boden, so dass vielfach der Mineraldüngereinsatz bei konventioneller Bewirtschaftung zur Versauerung beiträgt. Aber auch in ökologischen Fruchtfolgen können Stoffwechselvorgänge zur Bodenversauerung beitragen. Insbesondere Leguminosen spielen hierbei eine Rolle. Die Auswertung ergab, dass bei 62 % der 71 Vergleichspaare der Boden bei ökologischer Bewirtschaftung höhere pH-Werte aufwies als bei konventioneller Bewirtschaftung. Dieses scheint darauf hinzudeuten, dass Mineraldüngereinsatz bei konventioneller Bewirtschaftung stärker zur Bodenversauerung beiträgt als eine ökologische Bewirtschaftung, besonders wenn Wirtschaftsdüngemittel tierischer Herkunft eingesetzt werden. Analysen zum Bodenreaktionszustand ökologischer und konventioneller Betriebe in Mecklenburg-Vorpommern ergaben, dass zum Zeitpunkt der Untersuchung (Zeitraum 2011 bis 2013) das Niveau der Kalkversorgung im ökologischen Landbau vergleichsweise ungünstig war (Kape et al., 2015). Obwohl versauernd wirkende Mineraldünger im ökologischen Landbau nicht eingesetzt wurden, waren mehr kalkungsbedürftige Flächen als bei den konventionellen Betrieben vorhanden. Zudem wurden auf die ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten Ackerflächen weniger Kalkdüngemittel ausgebracht. Ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen in Thüringen wurden hinsichtlich der Nährstoffversorgung und der pH-Werte von Zorn & Wagner (2010) untersucht. Der Anteil der kalkbedürftigen Ackerflächen stieg von 21 % im Jahr 2004 auf 27 % im Jahr 2009. Gleichzeitig sank der Anteil der Flächen mit hoher oder sehr hoher Kalkversorgung von 46 % im Jahr 2004 auf 37 % im Jahr 2009.

In Wortman et al. (2012) wird ein systemvergleichender Dauerversuch der University Nebraska-Lincoln in Mead, Nebraska (USA) beschrieben. Es wurden zwei standorttypische ökologische Fruchtfolgen und zwei standorttypische konventionelle Fruchtfolgen angelegt (erste Phase seit 1975, zweite Phase seit 1996). Die wichtigsten Kulturpflanzen waren Mais, Sorghum, Weizen und Sojabohne. Die Ergebnisse beziehen sich auf vier Rotationen (1996, 2000, 2004 und 2008). Diese vier Datenpaare beinhalteten je ein konventionelles Bewirtschaftungssystem (CR) mit minerali-

scher Düngung (u.a. Ammoniumnitrat, Superphosphat) und je ein ökologisches Verfahren (OAM), welches mit kompostiertem Rinderdung versorgt wurde. Die in der Variante OAM applizierten Mengen des Rinderdungs waren im 12-Jahresmittel mit ca. 32 t pro Hektar und Jahr vergleichsweise hoch. Damit fiel die Nährstoffversorgung in OAM weit höher als in der mineralisch gedüngten CR-Variante aus. Die angegebenen Analysen des Oberbodens (0 bis 15 cm) zeigten pH-Werte im Boden, die in der Variante OAM konstant über 7,0 lagen. Ferner waren die pH-Werte im Boden der OAM-Variante in den Jahren 1996 und 2008 stets 1,1 bis 1,2 pH-Einheiten höher als in der konventionellen Variante CR. Ähnliche Muster zeigten sich im DOK-Versuch zwischen 1977 und 1998 im Vergleich einer biologisch-organischen Bewirtschaftung (BIOORG) mit einer ausschließlich mineralisch gedüngten, konventionellen Bewirtschaftung (CONMIN , Fließbach et al., 2007).

Ein Gegenbeispiel bildet ein polnischer Dauerversuch, der auf einem sandigen graubraunen Podsol andere Ausgangsbedingungen als der Boden der oben genannten Studien aufwies (Gajda und Martyniuk, 2005). Dort waren die pH-Werte im Boden in einer ökologischen Fruchtfolge mit Kartoffeln, Sommergerste, Kleegras und Weizen stets etwa 0,4 pH-Einheiten niedriger als in einer konventionellen Fruchtfolge mit Winterraps, Winterweizen und Sommergerste. Die ökologische Fruchtfolge erhielt zur Nährstoffversorgung „nur“ Gründünger in Form von Kleegras-Kompost (30 t pro Hektar und Jahr), jedoch keine Wirtschaftsdüngemittel tierischer Herkunft.

Die Löslichkeit der Nährelemente ist in Böden allgemein mehr oder weniger stark an den pH-Wert gekoppelt, so sind z.B. Ca, Mg und Mo besonders bei hohen pH-Werten gut verfügbar. Andererseits sind z.B. Fe und Mn bei niedrigen pH-Werten gut löslich. Mit zunehmender Versauerung nimmt die Verfügbarkeit von Ca, Mg und K ab. Einige Kulturpflanzen wie Kartoffeln, Rotklee oder Roggen tolerieren schwach saure Bedingungen, während Gerste, Weizen und Zuckerrüben eher einen alkalischen pH-Bereich im Boden für optimales Wachstum benötigen.

4.3.4 Nährelement Phosphor

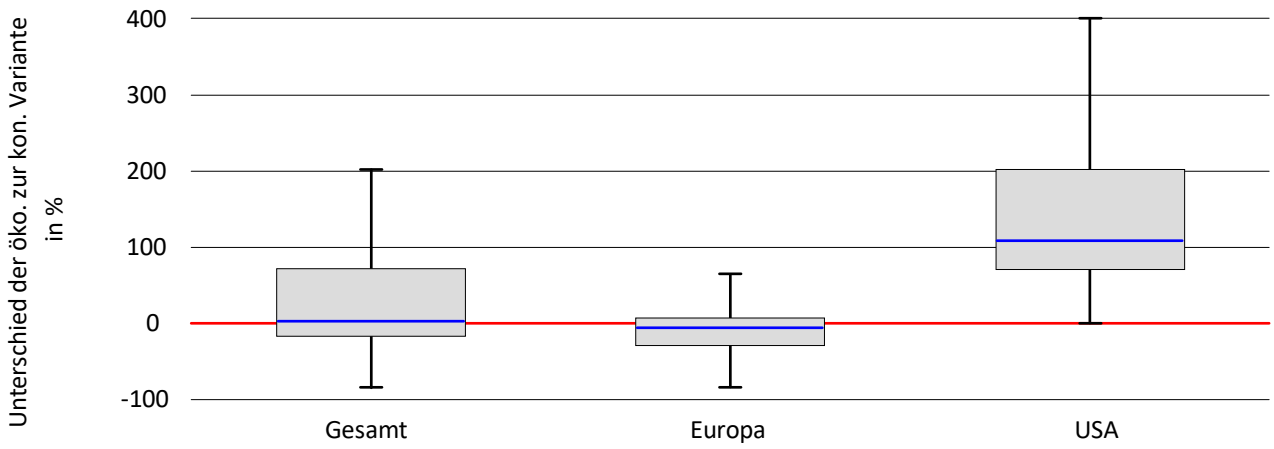
Phosphor ist Bestandteil der Erbsubstanz (DNA, RNA) und ist via Adenosintriphosphat (ATP) an der Regulierung des Energiestoffwechsels der Pflanze beteiligt. Alle höheren Pflanzen benötigen Phosphor deshalb als essentiellen Nährstoff. Er wird über die Pflanzenwurzeln hauptsächlich als Orthophosphat-Ion ($H_2PO_4^-$ und HPO_4^{2-}) aufgenommen. Im ökologischen Landbau erfolgt die P-Zufuhr auf den Ackerflächen in der Regel über Wirtschaftsdüngemittel (Stallmist, Gülle), Sekundärrohstoffdünger (Komposte, Grünguthäcksel) oder Handelsdünger (Haar- und Hornmehle aus tierischer Herkunft sowie Schrote aus Leguminosen, Vinasse und Phytoperls aus pflanzlicher Herkunft). Auch Rohphosphate sind als Düngemittel zugelassen. Diese sind aber in der Regel nur schwer löslich. Bei der insbesondere im ökologischen Landbau bedeutsamen symbiotischen Stickstoff-Fixierung der angebauten Leguminosen spielt die Verfügbarkeit von ATP in den Wurzelknöllchen eine entscheidende Rolle.

Die Literaturrecherche erbrachte für den Indikator „Phosphor-Gehalte im Oberboden“ 14 Studien mit insgesamt 35 Vergleichspaaren. In einigen Studien wurden mehrere Standorte oder mehrere Fruchtfolgen angegeben, die sich teilweise über verschiedene Zeiträume erstreckten. Auffällig ist, dass die angewandten Methoden zur P-Bestimmung bzw. P-Extrahierung in den Studien sehr stark variierten. Damit wird die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Studien erschwert. Bereits Neyroud & Lischer (2003) verwiesen auf diese Problematik.

Von den untersuchten 14 Studien stammten 11 Studien mit 24 Vergleichspaaren aus Europa und 3 Studien mit 11 Vergleichspaaren aus Nordamerika. Es stellte sich heraus, dass sich die prozentuale Differenz ökologisch zu konventionell (Abbildung 4.4) insbesondere zwischen den Kontinenten erheblich unterscheidet. Der Median für den europäischen Datensatz beträgt -3,4 %, der Median für den amerikanischen Datensatz beträgt +109,2 %. Für den Gesamtdatensatz (35 VGP) beträgt der Median +3,6 %.

Die ökologische Bewirtschaftung zeigte bei 14 von 35 Vergleichspaaren und damit in 40 % der Fälle gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung höhere Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden. Bei 7 dieser 14 Vergleichspaare wurde der Unterschied in den Studien signifikant abgesichert. Bei 14 weiteren Vergleichspaaren wurden die Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen als gleichwertig eingestuft. Die konventionelle Bewirtschaftung führte bei 7 Vergleichspaaren (20 %) gegenüber der ökologischen Bewirtschaftung zu höheren Gehalten an pflanzenverfügbaren Phosphor im Boden. Dieser Unterschied konnte für drei Vergleichspaare signifikant abgesichert werden (Tabelle 4.6).

Abbildung 4.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden (mg P/100 g TS Boden oder mg P/kg TS Boden)



Positive Werte zeigen eine Steigerung für die ökologische Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung (kon. Variante = 0 %), bei negativen log-Werten waren die Werte bei konventioneller Bewirtschaftung höher als bei ökologischer Bewirtschaftung. Extremwerte (o.Darst.): 1162% (Gesamt/USA).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 4.6 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Phosphor-Gehalt	14	14 (7)	14 (0)	7 (3)	40%		40%		20%

Öko + Höherer Phosphor-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbarer Phosphor-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigerer Phosphor-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Es fällt auf, dass bei den drei amerikanischen Studien (Snapp et al., 2010; Wortman et al., 2012; Dao et al., 2015) die ökologisch bewirtschafteten Flächen im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten Flächen erheblich höhere Gehalte an pflanzenverfügbaren P aufwiesen. Der Phosphor wurde in den ökologisch bewirtschafteten Varianten über organische Düngemittel verabreicht (z.B. Stallmist, Geflügelmist, Kompost). Der Maßstab für die Berechnung der zu verabreichenden organischen Düngemittel war in diesen Versuchen anscheinend ausschließlich der benötigte pflanzenverfügbare Stickstoff (Zitat bei Bulluck & Ristaino, 2002: „… applied organic wastes:

required plant available nitrogen, PAN“). Auf diese Weise wurden in einigen Fällen jedoch erheblich höhere P- und K-Mengen verabreicht als in den konventionell bewirtschafteten Vergleichsvarianten über die mineralische Düngung.

Insbesondere der Dauerversuch (Mead, Nebraska) in der Studie von Wortman et al. (2012) zeigte eine unbalancierte Nährstoffversorgung mit Stickstoff, Kalium und insbesondere Phosphor. Im Mittel wurde der ökologischen Fruchtfolge (Variante OAM) bis zu fünfmal mehr P zugeführt (im 12-Jahresmittel 210 kg P/ha^{-1} und a) als in den zwei konventionellen Fruchtfolgen. Die in Wortman et al. (2012) angegebene Analyse des Oberbodens (0 bis 15 cm) spiegelt dieses wider. Die Gehalte an pflanzenverfügbarem P (Methode Bray 1) in der Variante OAM stiegen zwischen 1996 und 2008 deutlich an (von 71 auf 164 mg pro kg Boden) und waren im Jahr 2008 rund 12,5-fach höher als in der Variante CR. Die weiterhin angegebenen P-Bilanzen unterstützen die Vermutung der P-Überversorgung bei ökologischer Bewirtschaftung in Mead: Bei der Variante OAM betrug die P Bilanz +779 kg/ha (1996 bis 2007), in der Variante CR jedoch -212 kg/ha (1996 bis 2007).

In keinem anderen der ausgewerteten Dauerversuche oder on-farm-Erhebungen wurden vergleichbar hohe Unterschiede bezüglich des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden gefunden. Lediglich im Feldversuch LFL in Hickory Corners, Michigan, USA (Snapp et al., 2010) waren die Gehalte an pflanzenverfügbarem P bei ökologischer Bewirtschaftung stets deutlich höher (um bis zu 140 %) als in den konventionell bewirtschafteten Vergleichsvarianten. Im ökologischen Bewirtschaftungssystem wurde dort mit Kompost gedüngt, jedoch waren die ausgebrachten Mengen geringer als im Dauerversuch Mead (Wortman et al., 2012). Moderater konzipiert war die P-Versorgung im Schweizer Dauerversuch DOK in Therwil (Fließbach et al., 2007; Birkhofer et al., 2008). Im Dauerversuch DOK wurde im Vergleich zum amerikanischen Dauerversuch in Mead nur etwa ein Zehntel der P-Menge gedüngt. Nicht nur auf Grund der Vorgehensweisen in den genannten Dauerversuchen ist die Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse bzgl. des Gehalts an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden geringer als bei anderen Effektgrößen. Ein weiterer Grund ist die große Breite an unterschiedlichen Messverfahren, mit denen pflanzenverfügbare P-Gehalte im Boden bestimmt werden. Allein in Europa sind nach (Neyroud & Lischer, 2003) 16 verschiedene Methoden der Erfassung pflanzenverfügbarer Phosphormengen verbreitet.

Die signifikanten Unterschiede in den europäischen Studien sind folgendermaßen verteilt: Munro et al. (2002) fanden bei einem on-farm-Vergleich von 14 Betrieben in Großbritannien (Kent und Norfolk), dass in den Böden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe die Gehalte an pflanzenverfügbarem P signifikant höher waren als in den konventionell wirtschaftenden Vergleichsbetrieben. Quirin et al. (2006) verglichen im Trierer Umland, Rheinland-Pfalz, vier konventionell wirtschaftende Betriebe mit drei ökologisch wirtschaftenden Betrieben. Im Mittel der ausgewerteten Ackerschläge (über 300) waren die Gehalte an pflanzenverfügbarem P im Boden der konventionell wirtschaftenden Betriebe signifikant höher als in den Böden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe. Keller et al. (2012) untersuchten die Gehalte an pflanzenverfügbarem P des Bodens im Dauerversuch DOK (Therwil, Schweiz) und verglichen die Gehalte unterschiedlicher P-Formen im

Boden teilweise über einen Zeitraum von 30 Jahren (1977 bis 2007). Gesamt-P (P_{tot}) und anorganischer Phosphor (P_i) waren im Jahr 2007 im Boden der ausschließlich mineralisch gedüngten, konventionell bewirtschafteten Variante signifikant höher als im Boden der ökologisch bewirtschafteten Variante (Bioorg). Beim organischen Phosphor (P_o) gab es jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den zwei Bewirtschaftungsverfahren. P_{tot} und P_i waren in der ökologisch bewirtschafteten Variante (Bioorg) im Jahr 2007 gegenüber 1977 um etwa 90 bis 100 mg/kg Boden gesunken. In der mineralisch gedüngten, konventionell bewirtschafteten Variante war der Gehalt im Jahresvergleich leicht gestiegen. Die organischen P-Fraktionen im Boden unterschieden sich jedoch auch nach langen Zeiträumen zwischen den Bewirtschaftungsverfahren nicht.

In einer Studie von Gunst et al. (2013) zur Nährstoffversorgung von Winterweizen im Dauerversuch DOK wurde Phosphor im Gegensatz zu Stickstoff und Kalium als kolimitierender Faktor ausgeschlossen. Als Grund wird genannt, dass die Phosphor-Versorgung des Bodens über den gesamten Versuchszeitraum in allen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Anbauvarianten ausreichend hoch war. Dieses wurde durch die Analyse der P-Gehalte in den Pflanzen bestätigt.

Die nachhaltige und ressourcenschonende Phosphor-Versorgung der Kulturpflanzen in ökologisch wirtschaftenden Praxisbetrieben stellt gegenwärtig und zukünftig eine große Herausforderung dar. Zumeist werden derzeit bzw. in der jüngeren Vergangenheit in den Betrieben und in Dauerversuchen bei ökologischer Bewirtschaftung in Deutschland leicht negative Phosphor-Bilanzen gefunden (Tagmann et al., 2001; Kolbe, 2010, 2015; Schuster et al., 2015; Ohm et al., 2017; Jarosch et al., 2017). Zudem ist die Pflanzenverfügbarkeit der nach gegenwärtigem Stand für den ökologischen Landbau zugelassenen mineralischen Phosphordünger vergleichsweise gering. Es ist also eine Herausforderung, eine allgemeingültige Strategie für die Behebung von akutem P-Mangel in ökologisch wirtschaftenden Praxisbetrieben zu empfehlen.

4.3.5 Eindringwiderstand des Bodens

Im Ackerbau ist der Einfluss der Bodenbearbeitungsintensität (z.B. Direktsaat versus Pflugbearbeitung) auf die Bodenstruktur und auf bodenphysikalische Schlüssel-Parameter (u.a. Wasserinfiltration, Lagerungsdichte, Aggregatstabilität, Eindringwiderstand) seit längerem Gegenstand der Forschung (Rasmussen, 1999; Oquist et al., 2007; Munkholm et al., 2008). Bei schonender Behandlung, z.B. durch den Verzicht auf ganzflächige, tief-wendende Bodenbearbeitung wurden bei mehreren bodenbiologischen und bodenphysikalischen Parametern Verbesserungen beobachtet. Beispielsweise stellen Chervet et al. (2006) fest, dass auf Flächen mit Direktsaat im Vergleich zu gepflügten Flächen die Wasser-Infiltrationsrate um das Dreifache höher war. Inwiefern ökologische Anbausysteme gegenüber konventionellen Anbausystemen Vorteile aufweisen, ist nicht abschließend geklärt. Williams et al. (2017) zeigten in Dauerversuchen in Nebraska (USA), dass langjährig ökologisch bewirtschaftete Flächen (seit 1975) gegenüber konventionell bewirtschafteten Vergleichsvarianten zahlreiche Vorteile aufwiesen. Im Vergleich zur konventionellen Bewirt-

schaftung wiesen die ökologisch bewirtschafteten Varianten in den oberen 15 cm des Bodens eine geringere Neigung zur Verdichtung auf. Ferner waren in den ökologisch bewirtschafteten Varianten die Wasserinfiltrationsraten höher, die Bodenaggregate waren stabiler und größer. Andererseits konnten Hathaway-Jenkins et al. (2011) in Untersuchungen in Großbritannien bezüglich der Bodenaggregate und den Infiltrationsraten keine wesentlichen Unterschiede zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Feldern feststellen. Pulleman et al. (2003) postulieren jedoch, dass die Vorzüge der ökologischen Wirtschaftsweise insbesondere im Hinblick auf bodenphysikalische Aspekte unterschätzt werden. Insgesamt gibt es derzeit vergleichsweise wenige wissenschaftliche Studien, welche die physikalischen Eigenschaften der Böden im Systemvergleich ökologischer zu konventioneller Bewirtschaftung in den Fokus der Untersuchungen stellen (Williams et al., 2017).

Für die quantitative Auswertung der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung hinsichtlich des Eindringwiderstandes wurden vier relevante Feldstudien herangezogen, deren Basisdaten nachfolgend kurz beschrieben werden:

- In einer dänischen on-farm-Studie von Schjønning et al. (2002) wurden in drei Gruppen bzw. Vergleichspaaren jeweils ein seit mindestens 40 Jahren ökologisch wirtschaftender Milchviehbetrieb mit jeweils einem konventionellen Milchviehbetrieb (Gruppe 1 und 2) oder einem Marktfruchtbetrieb (Gruppe 3) verglichen. Die ökologisch wirtschaftenden Betriebe verwendeten zur Nährstoffversorgung mehrjähriges Kleegras sowie organische Dünger aus der Tierhaltung. Der konventionell wirtschaftende Betrieb in Gruppe 1 verwendete ebenfalls mehrjähriges Kleegras und Stalldünger, teilweise ergänzt durch Mineraldüngemittel. Die konventionellen Betriebe der Gruppen 2 und 3 verwendeten vorwiegend oder ausschließlich leicht lösliche mineralische Dünger in getreidereichen Fruchtfolgen, in denen teilweise Raps oder Zuckerrüben geringere Anteile einnahmen. Zudem kam in allen Betrieben der Pflug zum Einsatz. Die Böden waren in allen Betrieben sandige Lehme. Ein weiterer wesentlicher Unterschied der Vergleichsgruppen war die Anzahl der Traktor-Überfahrten nach der Aussaat bzw. vor den Messungen: In Gruppe 1 war diese mit acht in beiden Betrieben wesentlich höher als in den Gruppen 2 und 3 mit nur einer Überfahrt in beiden Betrieben.
- In einer on-farm-Fallstudie von Hartmann et al. (2009) aus dem Main-Tauber-Kreis in Baden-Württemberg, Deutschland wurden insgesamt fünf Praxisflächen eines biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betriebes mit jeweils einem benachbarten konventionell bewirtschafteten Feldschlag verglichen. Für die vorliegende Studie wurden somit Daten aus fünf Vergleichspaaren ausgewertet. Der biologisch-dynamisch wirtschaftende Betrieb arbeitete in allen Flächen pfluglos. Die Bodenbearbeitung in den konventionell wirtschaftenden Vergleichsflächen erfolgte in 4 von 5 Fällen mit dem Pflug (15 bis 20 cm Tiefe). Lediglich in Vergleichspaar 3 wurde auch in der konventionell bewirtschafteten Fläche eine reduzierte Bodenbearbeitung ohne Pflug praktiziert. Der vorherrschende Bodentyp auf den Flächen war Rendzina oder Pararendzina. Sowohl die ökologische wie auch die konventionelle Bewirtschaftung der Ackerflächen war von Getreide dominiert (Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen, Dinkel).

- Die niederländische Studie von Crittenden et al. (2015) wurde auf einem Versuchsbetrieb der Universität Wageningen durchgeführt. Der experimentelle Feldversuch mit verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten wurde im Herbst 2007 angelegt. Zwei ökologisch bewirtschaftete Varianten (Org A und Org B) mit identischer Fruchtfolge (Sommerweizen, Möhren, Weizen-Bohnen-Gemenge, Kartoffeln, Kleegras, Weißkohl) wurden für die vorliegende Auswertung jeweils paarweise mit einer konventionell bewirtschafteten Fruchtfolge (Sommergerste, Zwiebeln, Kartoffeln) verglichen. Die ökologisch bewirtschafteten Varianten unterschieden sich zum Zeitpunkt der Messungen lediglich hinsichtlich der angebauten Kultur. Die Düngung in den ökologisch bewirtschafteten Varianten erfolgte u.a. mit flüssigen und festen organischen Wirtschaftsdüngern. Die konventionell bewirtschafteten Flächen erhielten ausschließlich Mineraldünger. Die Daten der in dieser Studie verwendeten Vergleichspaare wurden im Herbst 2011, im Frühjahr 2012 und im Frühjahr 2013 ermittelt. Die ökologisch bewirtschafteten Flächen waren zum Zeitpunkt der Messungen seit 7 bis 9 Jahren auf ökologischen Landbau umgestellt bzw. zertifiziert. Der Boden am Standort war ein kalkreicher toniger Lehm (Tongehalt etwa 22 %).
- An einer Versuchsstation der Universität Tartu (Estland) wurde im Jahr 2008 ein experimenteller Feldversuch angelegt, der bei Sánchez de Cima et al. (2015) beschrieben wird. Die Kulturen in den räumlich getrennt bewirtschafteten, ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen waren 2008: Winterweizen, 2009: Erbse, 2010: Kartoffeln, 2011: Wintergerste und 2012: Kleegras. Auf die hier einbezogene ökologisch bewirtschaftete Variante wurde hauptsächlich kompostierter Rinderdung aufgebracht, die konventionell bewirtschaftete Variante des Vergleichspaares wurde mit leicht löslichen Mineraldüngern versorgt. Vor dem Jahr 2008 wurden die Felder konventionell bewirtschaftet, sodass die ersten Ergebnisse zu den Boden-Eindringwiderständen aus dem Jahr 2010 noch in die Umstellungsphase fielen. Der Boden am Standort („Albic Stagnic Luvisol“) enthielt etwa 57 % Sand, 34 % Schluff und 9 % Ton. Die Messungen zum Eindringwiderstand in den Boden erfolgten im Herbst 2010, im Herbst 2011 und im Frühjahr 2012. Im Laufe der drei Untersuchungsjahre sanken die Boden-Eindringwiderstände unabhängig vom Anbausystem kontinuierlich. Dieses wird von den Autoren u.a. auf die geringe Anzahl der Überfahrten, auf das vergleichsweise moderate Gewicht der Zugmaschine (5 t) und den geringen Tongehalt des Bodens (< 10 %) zurückgeführt. Signifikante Unterschiede zwischen den im Paarvergleich einbezogenen konventionell und ökologisch bewirtschafteten Varianten wurden nicht gefunden.

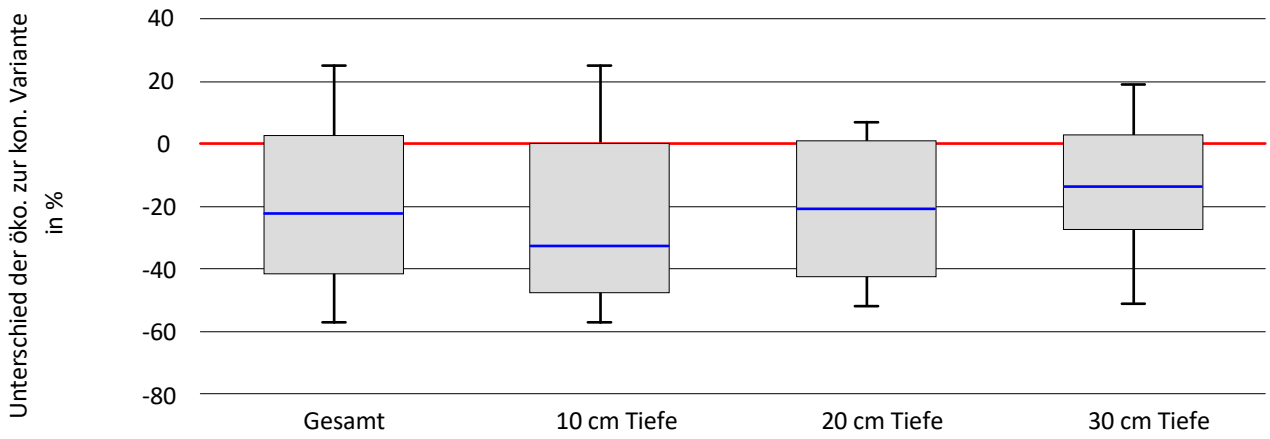
Aus den bereits beschriebenen Basisdaten ergibt sich, dass eine direkte Vergleichbarkeit aller vier Studien nicht immer gegeben ist. Allerdings war die Methode zur Ermittlung des Eindringwiderstandes in den Boden in allen Studien nahezu identisch. Schjønning et al. (2002) und Hartmann et al. (2009) arbeiteten „on-farm“ und untersuchten Praxisbetriebe, die teilweise bereits seit den 1950er Jahren ökologisch bewirtschaftet wurden. Crittenden et al. (2015) und Sánchez de Cima et al. (2015) erhoben die Daten in experimentellen Dauerversuchen einer wissenschaftlichen Einrichtung. Zudem gab es bezüglich der Standorte (Dänemark, Niederlande, Deutschland, Estland) Unterschiede bei der Bodenart bzw. beim Bodentyp. Der Zeitpunkt der Messung unterschied sich zwischen den vier Studien. Schjønning et al. (2002) bestimmten den Eindringwiderstand entwe-

der Mitte März oder Mitte Mai. Hartmann et al. (2009) unternahmen die Messungen Anfang Mai. Crittenden et al. (2015) haben im ersten Jahr im Herbst gemessen, aber im zweiten und dritten Jahr die Messungen im Frühjahr durchgeführt. Sánchez de Cima et al. (2015) haben im ersten und zweiten Jahr im Herbst gemessen, im dritten Jahr hingegen im Frühjahr. Der Feuchtezustand der Böden war zum Zeitpunkt der Messungen (Frühjahr, Herbst) höchstwahrscheinlich unterschiedlich, was eine Vergleichbarkeit erschwert.

Die Originaldaten in den Studien wurden stets als Punktdiagramm wiedergegeben. Die Zahlenwerte für die Vergleichspaare ökologisch/ konventionell wurden daher mit einem Hilfstool generiert (WebPlotDigitzer 4.1). Die einzelnen Werte in den Studien erstreckten sich von 0 cm bis maximal 80 cm Bodentiefe. Um eine bessere Übersichtlichkeit zu bewahren, wurden für alle vier Studien lediglich drei Bodentiefenstufen (10 cm, 20 cm, 30 cm) analysiert. Zusätzlich wurden Werte für die Tiefenstufen 40 cm und 50 cm aus zwei Studien generiert.

Die Boxplots zum Indikator „Eindringwiderstand Boden“ (Abbildung 4.5) zeigen für die Gesamtheit aller Vergleichspaare (n = 44; 4 Studien, 3 Tiefenstufen) einen Median von -22,4 %. Demnach kommen Bodenverdichtungen im Mittel in den ökologisch bewirtschafteten Feldschlägen seltener vor als auf den konventionell bewirtschafteten Feldschlägen. Allerdings müssen einzelne Aspekte differenziert betrachtet werden. Zur besseren Übersicht wurden in Abbildung 4.5 die Ergebnisse für die Tiefenstufen 10 cm, 20 cm, und 30 cm zusätzlich getrennt dargestellt. Für die Tiefenstufen 40 cm und 50 cm wurden die Daten nur aus zwei Studien generiert, so dass zu wenige Vergleichspaare für die Erstellung eines Boxplots vorlagen (Tabelle 4.8).

Abbildung 4.5 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden bezogen auf eine Flächeneinheit (punktuelle Messungen auf Feldschlägen bis 30 cm Tiefe)



Gesamt: Werte für drei Tiefenstufen (10 cm, 20 cm und 30 cm Tiefe). Positive Werte zeigen eine Steigerung für die ökologische Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung (kon. Variante = 0 %), bei negativen Werten waren die Werte bei konventioneller Bewirtschaftung höher als bei ökologischer Bewirtschaftung

Quelle: Eigene Darstellung

Gemäß der durchgeführten Klassifizierung der Vergleichspaare wiesen 21 bzw. 48 % der Paare unter ökologischer Bewirtschaftung einen niedrigeren Eindringwiderstand auf (Tabelle 4.7). Bei der Hälfte der Paare zeigten sich keine Unterschiede. Nur bei einem Vergleichspaar war der Eindringwiderstand in der ökologischen Variante höher.

Tabelle 4.7 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Eindringwiderstand Boden	4	21 (0)	22 (0)	1 (0)	48%		50%		

Öko + Niedrigerer Eindringwiderstand in ökologisch bewirtschafteten Böden (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer Eindringwiderstand in ökologisch bewirtschafteten Böden (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Höherer Eindringwiderstand in ökologisch bewirtschafteten Böden (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Es zeigte sich, dass bei Schjønning et al. (2002) in Gruppe 1 im Boden des ökologisch wirtschaftenden Betriebes in allen Tiefenstufen, vornehmlich aber im Oberboden (5 bis 20 cm Tiefe), wesentlich niedrigere Eindringwiderstände als im Boden des konventionell wirtschaftenden Vergleichsbetriebes auftraten. Es gab allerdings eine Ausnahme: In etwa 22 bis 28 cm Tiefe waren die Eindringwiderstände in beiden Anbausystemen identisch. Gruppe 1 waren Milchviehbetriebe mit acht Feldüberfahrten nach dem Pflügen. Deshalb fielen die absoluten Eindringwiderstände in beiden Bewirtschaftungsformen teilweise mehr als doppelt so hoch aus wie bei den Vergleichsbetrieben in den Gruppen 2 und 3.

Im Unterboden (35 bis 60 cm Tiefe) der Gruppen 1 und 3 war der Eindringwiderstand in den Böden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe geringer. In Gruppe 2 wurden jedoch im konventionell wirtschaftenden Betrieb geringere Eindringwiderstände gemessen. Die Autoren schränken aber ein, dass beim ökologisch wirtschaftenden Betrieb in Gruppe 2 und beim konventionell wirtschaftenden Betrieb in Gruppe 3 zum Zeitpunkt der Messung keine Feldkapazität vorlag.

In der Studie von Hartmann et al. (2009) wurden die Eindringwiderstände in den Boden von den Autoren nicht auf der Ebene einzelner Tiefenstufen auf signifikante Unterschiede geprüft. Allerdings haben die Autoren die Summe der Messergebnisse über die gesamte Bodentiefe der einzelnen fünf Vergleichspaare statistisch verglichen. Es zeigte sich, dass bei vier von fünf Vergleichspaaren der Eindringwiderstand in den Boden in den ökologisch bewirtschafteten Feldschlägen signifikant geringer war als in den konventionell bewirtschafteten Feldschlägen.

Crittenden et al. (2015) ermittelten, dass der Eindringwiderstand im Boden bei ökologischer Bewirtschaftung in den Tiefenstufen 0 bis 50 cm fast durchgehend geringer war als unter konventioneller Bewirtschaftung (zwischen 10 und 50 %). Allerdings gab es Unterschiede bei den Bodenbearbeitungsverfahren sowie zwischen den Tiefenstufen. Die Autoren konzentrierten sich in ihrer Studie beim Eindringwiderstand auf den Vergleich zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren, weniger auf den Vergleich der Systeme ökologische versus konventionelle Bewirtschaftung. In allen drei Fruchtfolgen wurden beim Eindringwiderstand in 15 bis 35 cm Bodentiefe fast immer signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren ermittelt. In den Originalabbildungen zum Eindringwiderstand ist ferner zu erkennen, dass bei etwa 30 bis 35 cm Tiefe der Eindringwiderstand deutlich anstieg, besonders bei der Variante Org B. Die Aggregat-Stabilität des Bodens bei Crittenden et al. (2015) war in der Bodenschicht 0 bis 10 cm im konventionellen Anbau signifikant höher als in den ökologisch bewirtschafteten Varianten. Als Grund nennen die Autoren mehrfache zusätzliche Überfahrten bei ökologischer Bewirtschaftung im Zuge der mechanischen Unkrautregulierung.

Tabelle 4.8 Charakteristische Maßzahlen zur prozentualen Differenz zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung hinsichtlich des Eindringwiderstandes in den Boden

		Tiefenstufen				
		10 cm	**20 cm**	**30 cm**	**40 cm**	**50 cm**
Anzahl VGP	n	15	15	14	7	7
Median	%	-32	-21	-13	-15	-20
Min-Wert	%	-57	-52	-51	-24	-36
Max-Wert	%	25	7	19	36	8

Positive Werte für Median, Minimum und Maximum: Der Eindringwiderstand des Bodens war bei ökologischer Bewirtschaftung höher als bei konventioneller Bewirtschaftung. Negative Werte für Median, Minimum und Maximum: Der Eindringwiderstand des Bodens war bei konventioneller Bewirtschaftung höher als bei ökologischer Bewirtschaftung.

Quelle: Eigene Auswertung

Die dargestellten Ergebnisse in den hier gezeigten Tabellen und Abbildungen legen nahe, dass die ökologische Bewirtschaftung im Mittel der vier Studien gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung Vorteile aufweist. Offensichtlich zeigen die ökologisch bewirtschafteten Flächen geringere Eindringwiderstände in den Boden. Im Bereich der Oberkrume scheint dieser Effekt am stärksten ausgeprägt zu sein, während im Bereich der Pflugsohle (ca. 30 cm Tiefe) der Unterschied am geringsten ausfiel.

In den Studien von Schjønning et al. (2002) und Crittenden et al. (2015) wird erklärt, dass viele positive Effekte des ökologischen Landbaus, z.B. diverse Fruchtfolgen oder organische Düngung, durch tiefes und dauerhaftes Pflügen oder durch häufige Überfahrten deutlich gemindert werden können. Besonders Schjønning et al. (2002) heben hervor, dass Bodenverdichtungen im ökologi-

schen Landbau das gleich hohe Niveau wie bei konventioneller Bewirtschaftung annehmen können. Die Ergebnisse von Schjønning et al. (2002) zeigen, dass eine reduzierte physikalische Bodenqualität sehr wahrscheinlich mit einer hohen Anzahl an Überfahrten und mit intensiver Bodenbearbeitung zusammenhängt – weniger jedoch mit den jeweiligen grundlegenden Anbausystemen ökologisch oder konventionell. Weiterhin wird deutlich, dass die negativen Effekte eines überhöhten „Ackerverkehrs“ die positiven Effekte einer diversen Fruchtfolge oder der organischen Düngung mindern können.

Einige der Vorgehensweisen in den Studien von Schjønning et al. (2002), Crittenden et al. (2015) sowie insbesondere von Crittenden & Goede (2016) könnten für zukünftige Untersuchungen im Bereich der bodenphysikalischen Kenngrößen als Vorbild dienen. Crittenden et al. (2015) vergleichen neben den Anbausystemen ökologisch und konventionell zusätzlich die Art der Bodenbearbeitung (nicht-wendend versus tief-wendend), so dass eine zweifaktorielle Auswertung ermöglicht wird. Insbesondere die Machbarkeit der reduzierten Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau könnte auf diese Weise in Langzeitstudien auf geeigneten Standorten getestet werden.

Williams et al. (2017) postulieren, dass durch ökologische Bewirtschaftung die physikalischen Eigenschaften der Böden langfristig verbessert werden können. Insbesondere die Einbeziehung von Praxisbetrieben unterschiedlicher Ausrichtung in Messkampagnen (Bodenphysik) stellt ein wesentliches Element zukünftiger Untersuchungen dar. Weiterhin wird empfohlen zu untersuchen, inwiefern die Bodenbearbeitungsintensität im ökologischen Landbau zukünftig reduziert werden kann, ohne dass signifikante Ertragsverluste eintreten. Die in den Studien durchgeführte Methodik ist zwar insgesamt aufwändig, liefert jedoch für viele bodenphysikalische Parameter fundierte Erkenntnisse.

4.4 Resümee und weitere Überlegungen

4.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Im Leistungsbereich Bodenfruchtbarkeit wurden aus insgesamt 56 Studien in der Summe 307 Vergleichspaare generiert. Diese 307 Vergleichspaare verteilten sich auf 4 Indikatoren (Kapitel 3.2.3). Fast die Hälfte der 56 Studien beinhaltet Daten für mehr als einen Indikator. Die höchste Anzahl an Vergleichspaaren findet sich mit 93 beim Indikator Regenwurm-Biomasse. Die höchste Anzahl an verwertbaren Studien wurde mit 30 für den Indikator Bodenacidität (pH-Wert) ermittelt. Demgegenüber wurden beim Indikator Bodenverdichtung bzw. Eindringwiderstand nur 4 verwertbare Studien gefunden.

Bei 144 (47 %) der 307 Vergleichspaare wurden in den Studien statistische Tests durchgeführt, die Aussagen darüber treffen, ob sich die Daten der ökologischen Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung unterscheiden. Bei 77 der 144 Vergleichspaare wurden signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen ermittelt. Im Verhältnis zur Ge-

samtzahl der Vergleichspaare entspricht dieses 25 %. Die Anzahl der Vergleichspaare ohne Angaben zu signifikanten Unterschieden beträgt 163. Dieses entspricht 53 % aller Vergleichspaare.

Regenwürmer

Für die beiden Parameter Regenwurm-Abundanz und -Biomasse wurden insgesamt 23 Studien herangezogen. Das Vorkommen und die Biomasse der Gesamtheit der untersuchten Regenwurmarten eines Standortes waren bei ökologischer Bewirtschaftung in einer Vielzahl der Studien signifikant höher als bei konventioneller Bewirtschaftung. Die meisten Autoren begründen dieses in erster Linie mit der guten und nachhaltigen Versorgung der Böden mit organischen Düngemitteln (Stallmist, Gülle, Gründüngung). Bei der Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug oder bei temporärer mechanischer Bodenbelastung werden einige Regenwurmarten (zumeist flachgrabende) – unabhängig von der Bewirtschaftungsweise ökologisch oder konventionell – zurückgedrängt. In einigen Dauerversuchen zeigte sich jedoch, dass der Pflugeinsatz im ökologischen Landbau für einige Regenwurmarten Vorteile erbringt; nämlich dann, wenn z.B. die Nahrungsgrundlage für Regenwürmer in Form von beispielweise Luzernestoppeln vergraben werden. Bezüglich der Auswirkungen von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) gibt es unterschiedliche Befunde. In einigen Studien wurde von eindeutig negativen Wirkungen von z.B. Getreidefungiziden auf die Regenwurm-Populationen berichtet. Andere Studien zeigen, dass u.a. im ökologischen Landbau geringe Mengen kupferbasierter Fungizide keine wesentlichen negativen Auswirkungen hinterließen. Bei der eingangs formulierten These wird davon ausgegangen, dass bei ökologischer Bewirtschaftung im Mittel eine höhere Regenwurm Biomasse und eine höhere Abundanz als bei konventioneller Bewirtschaftung angetroffen wird. Diese Erwartung konnte durch die Analyse der Daten bestätigt werden. Etwas überraschend ist jedoch das Ausmaß bzw. die Deutlichkeit der Unterschiede. Wie ist dies zu erklären? Wie bereits in Kapitel 4.3.1 angesprochen, können Regenwürmer durch Pflugeinsatz zurückgedrängt werden (Jossi et al., 2011; Walter et al., 2015). Im ökologischen Landbau wird heute noch vielfach der Pflug für eine tief-wendende oder flach-wendende Bodenbearbeitung eingesetzt. Damit sollen u.a. Beikräuter effizient reguliert werden. Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat sind jedoch inzwischen auch im ökologischen Ackerbau anzutreffen. In der Mehrzahl der 23 Studien wurde zur Grundbodenbearbeitung der Pflug in beiden Anbausystemen eingesetzt. In mindestens zwei Studien wurde in den ökologisch bewirtschafteten Feldschlägen reduziert bzw. pfluglos gearbeitet, während die konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen mit dem Pflug bearbeitet wurden. In vier Studien gab es keine oder kaum Angaben zur Bodenbearbeitung. Es ist daher unwahrscheinlich, dass allein die Art der Bodenbearbeitung für die deutlich höheren Regenwurmabundanzen und -biomassen im ökologischen Landbau verantwortlich sind. Wahrscheinlicher ist, dass eine Kombination mehrerer Faktoren ausschlaggebend ist: organische Düngung, höhere C_{org}-Gehalte im Boden, diverse Fruchtfolgen, längere Bodenbedeckung und auch ein geringerer bzw. kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im ökologischen Landbau.

Bodenacidität

Es wurde eingangs die Erwartung formuliert, dass ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen im Oberboden im Mittel höhere pH-Werte als konventionell bewirtschaftete Ackerflächen aufwei-

sen. Die aufgestellte These konnte auf Basis der Auswertung von 30 Studien mit 71 Vergleichspaaren bestätigt werden. Tatsächlich waren die mittleren pH-Werte im Oberboden bei ökologischer Bewirtschaftung höher als bei konventioneller Bewirtschaftung. Allerdings ist es ohne genaue Analyse der Angaben in den einzelnen Studien zu Düngung, Fruchtfolge und Bodenbearbeitung kaum möglich, den Grund für das gefundene Ergebnis herauszuarbeiten. Zudem wurden in einigen Studien nur sehr wenige Basisdaten zu Standort und Düngung angegeben.

Phosphor-Gehalte im Oberboden

Die einleitend formulierte These führte aus, dass langjährig ökologisch bewirtschaftete Ackerböden niedrigere Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor aufweisen als konventionell bewirtschaftete Vergleichsflächen. Im Mittel aller ausgewerteten Studien und Vergleichspaare konnte jedoch kein eindeutiges Bild generiert werden. Zumindest jedoch für die europäischen Studien (z.B. Quirin et al., 2006) konnte die Erwartung größtenteils bestätigt werden. Für die drei amerikanischen Studien trat die aufgestellte Hypothese nicht zu, da das ökologische Düngungsmanagement eine optimale Stickstoff-Versorgung zum Ziel hatte, mit der eine hohe P-Zufuhr über die eingesetzten organischen Düngemittel verbunden war. Damit einhergehend war die P-Versorgung im Boden häufig zu hoch. Zudem ist die Vergleichbarkeit der Studien auch aus methodischen Gründen nicht immer gegeben.

Bodenverdichtung und Eindringwiderstand

Insgesamt wurden nur vier Studien identifiziert, die Boden-Eindringwiderstände für ökologische und konventionelle Bewirtschaftung vergleichend darstellten. Der Systemvergleich zwischen der ökologischen versus konventionellen Bewirtschaftung nahm daher nicht den Umfang ein, der ursprünglich postuliert wurde. Andererseits konnte aus den Rohdaten eine vergleichsweise hohe Anzahl an Vergleichspaaren generiert werden. Die Ergebnisse wurden für verschiedene Bodentiefen bzw. Bodenschichten (Oberboden, Unterboden) getrennt dargestellt. Es wurde festgestellt, dass insbesondere die Oberkrume (10 cm Tiefe) bei ökologischer Bewirtschaftung geringere Eindringwiderstände als bei konventioneller Bewirtschaftung aufwies. Es gibt in den Studien zudem Hinweise, dass hohe Auflasten und eine hohe Anzahl von Überfahrten auf Ackerflächen auf konventionell und ökologisch bewirtschafteten Betrieben nicht dauerhaft abgepuffert werden können. Die Folge sind Schadverdichtungen - unabhängig vom Bewirtschaftungssystem. Diese Aussage zu Auflasten bzw. zur Anzahl der Überfahrten deckt sich mit den Annahmen, die eingangs als Hypothese formuliert wurden. Eine zukünftige Intensivierung von Vergleichsuntersuchungen nach dem Muster von Crittenden & Goede (2016) wäre zudem eine Möglichkeit zur Erweiterung des Wissens.

4.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung

Es gibt in der Literatur zahlreiche Sichtweisen und Definitionen zum Begriff der Bodenfruchtbarkeit (u.a. Patzel et al., 2000; Karlen et al., 2001; Stockdale & Watson, 2009; FiBL Schweiz, 2013).

Bodenfruchtbarkeit ist allgemein die grundlegende Fähigkeit eines Bodens, die für das Pflanzenwachstum erforderlichen Voraussetzungen zu schaffen. Zur Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen, Wasser und Luft interagieren physikalische, chemische und biologische Prozesse (Stockdale & Watson, 2009). Neben einer rein funktionellen Betrachtungsweise (Ertragsfähigkeit, ökonomische Bewertung) gibt es weitere „biozentrische“ Sichtweisen zur Bodenfruchtbarkeit. Demnach erfüllt der Boden wichtige ökologische Puffer- und Lebensfunktionen. Des Weiteren ist zu beachten, dass sich im komplexen Wirkungsgefüge zur Bodenfruchtbarkeit manche Komponenten über die Zeit nur langsam verändern (z.B. C_{org}-Gehalt, Humusgehalt), während andere Komponenten relativ leicht beeinflusst werden können, z.B. über leicht lösliche mineralische Düngemittel. Die Betrachtung von einzelnen, wissenschaftlich messbaren Parametern zur Bodenfruchtbarkeit kann nur eine erste Annährung sein, um die Leistungsfähigkeit eines Standortes zu beurteilen.

Nach Joergensen (2016) ist der ökologische Landbau der konventionellen Bewirtschaftung unterlegen, wenn die Primärproduktion der Nutzpflanzen als „zentraler Index der Bodenfruchtbarkeit“ betrachtet wird. Bei geringerem externen Input, wie es vielfach im ökologischen Landbau der Fall ist, spiegelt die Ertragsleistung der Kulturpflanzen sehr gut die natürliche Fruchtbarkeit des Bodens wider.

Die Bodenfruchtbarkeit per se ist generell nur schwer direkt messbar. Noch schwieriger ist es, einen direkten Bezug einzelner Parameter der Bodenfruchtbarkeit zur Ertragsleistung der Kulturpflanzen (z.B. t/ha) herzustellen. Der Bezug zur Fläche ist bei den meisten Literaturquellen weitaus verbreiteter als der Bezug zum Ertrag. Die Daten der ausgewählten Parameter im Leistungsbereich Boden verwenden in den ausgewerteten Studien als Bezugsgröße stets die Fläche. Beispiele: Regenwurm-Biomasse in g pro m², Regenwurm-Abundanz als Individuendichte pro m², pH-Werte im Oberboden bezogen sich auf Flächen sowie punktuelle Erhebungen zum Eindringwiderstand (in MPa) wurden auf mehreren Punkten in Ackerschlägen erhoben. Quotienten wie z.B. „Regenwurm-Individuendichte je dt TM Kornertrag“ oder „pH-Einheit pro dt TM Kornertrag“ oder „MPa Eindringwiderstand pro dt TM Kornertrag“ ergeben fachlich wenig bzw. keinen Sinn.

Eine wesentliche Ausnahme stellt der untersuchte Parameter „Phosphor-Menge im Oberboden“ dar. Hier ist es fachlich sinnvoll und nachvollziehbar, eine Bezugsgröße zum Ertrag herzustellen, d.h. dt oder t Ertrag je Einheit pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden. Entsprechend hohe Quotienten zeigen eine hohe P-Nachlieferung während des Wachstums der Kulturpflanzen an. Dieses lässt auf eine potenziell hohe Bodenfruchtbarkeit schließen. Für den Parameter „Pflanzenverfügbare P-Menge im Oberboden“ ist sowohl der Bezug zur Fläche als auch der Bezug zum Ertrag fachlich sinnvoll. Dieses ist abhängig von der jeweiligen Fragestellung. Phosphor ist auf nationaler Ebene sowohl bei konventioneller wie auch ökologischer Bewirtschaftung häufig disproportioniert verteilt. Teilweise gibt es regionale bzw. einzelschlagspezifische Überfrachtungen, zugleich gibt es auch Regionen oder Ackerschläge mit einer P-Unterversorgung. Entsprechend können Umweltwirkungen für den Parameter „Pflanzenverfügbare P-Menge im Oberboden“ regions- bzw. schlagspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen. Bei hohen P-Vorräten im Boden kön-

nen zudem national und global negative Umweltwirkungen auftreten, z.B. P-Verluste durch Bodenabtrag und Erosion. Die für Phosphor genannten Sachverhalte besitzen ferner für die meisten Makro- und Mikroelemente im Ackerboden Gültigkeit, sofern diese der Nährstoffversorgung der Pflanzen dienen und nicht wie z.B. einige Schwermetalle (z.B. Cd) als Schadstoffe einzustufen sind.

4.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Der Bedarf an der Einführung von bodenbiologischen Bodenfruchtbarkeitsindikatoren zur Verbesserung des Bodenmanagements im ökologischen Landbau wurde in der jüngeren Vergangenheit bereits dargestellt, z.B. von Deumlich et al. (2016). Darüber hinaus wäre zu prüfen, ob die Anwendung von bodenchemischen sowie bodenphysikalischen Bodenfruchtbarkeitsindikatoren sinnvoll sein könnte. Eine umfassende Übersicht zum aktuellen Stand der international üblichen Bewertungssysteme zur Bodenfruchtbarkeit („soil quality assessment procedure“) findet sich beispielsweise bei Bünemann et al. (2018). Die Anwendung von aussagekräftigen Indikatorensystemen für die Bodenqualität ist von zahlreichen Bedingungen abhängig (z.B. Definition von Schwellenwerten, Zielgruppenorientierung, Bezug zum Standort etc.) und daher nicht einfach umzusetzen. Für den nach ökologischen Kriterien wirtschaftenden Produzenten sind daher viele der in Bünemann et al. (2018) dargestellten Methoden im eigenen Betrieb ohne zusätzliche fachliche Beratung kaum umsetzbar. Dennoch existieren heute bereits viele bewährte (visuelle) Praxismethoden zur Kontrolle der Bodenfruchtbarkeit, z.B. die Spatendiagnose oder die Feldgefügeansprache. Landwirte können auf diese Weise die eigenen Böden mit wenig Aufwand untersuchen und einschätzen. Es gilt, die Kenntnis dieser Methoden zur Bewertung des Bodens auszubauen und gegebenenfalls weiterzuentwickeln. Daher wäre es erstrebenswert, dass themenbezogene Beratungs- und Fortbildungsangebote für Produzenten bzw. Landwirte zukünftig weiter gestärkt werden.

Der generelle Bodenzustand, insbesondere im Hinblick auf potenzielle Bodenverdichtungen, sollte stets im Blickfeld der Praxis (und Forschung) bleiben. Bereits an anderer Stelle wurde betont, dass ein standortangepasster Ackerbau mit reduzierter Bodenbearbeitung (z.B. Mulchsaat, Streifensaat, Direktsaat) auch für ökologisch wirtschaftende Betriebe vorteilhafte Wirkungen haben kann, z.B. ein stabileres Bodengefüge, erhöhte Humusgehalte, verringerte Verdichtungsanfälligkeit und mehr Bioporen im Unterboden. Dies steht aber im Widerspruch zur zumindest temporär hohen Bodenbearbeitungsintensität vieler ökologisch wirtschaftender Praxisbetriebe, die nur auf diese Weise Beikräuter effizient regulieren können. Bei diesem Themenkomplex besteht deshalb die Notwendigkeit, neue Lösungskonzepte zu entwickeln.

4.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

Die Sicherstellung einer nachhaltigen Nährstoffversorgung der Kulturpflanzen ist derzeit wie zukünftig eine der größten Herausforderungen für den ökologischen Landbau. Dabei ist die Verfügbarkeit von Phosphor hervorzuheben, da die natürlichen P-Lagerstätten eine endliche Ressource darstellen (Rohphosphate, Apatit). Obwohl es derzeit unter Experten umstritten ist, welche P-Versorgungsstufen im ökologischen Ackerbau angelegt werden sollten, bleibt die bedarfsgerechte P-Düngung im Fokus der beteiligten Praktiker und Wissenschaftler. Die Entwicklung von Phosphor-Recycling-Verfahren speziell für den ökologischen Landbau könnte daher zukünftig eine große Rolle bei weiteren Forschungsvorhaben spielen. Ein übergeordnetes Ziel wäre demnach die Schließung des P-Kreislaufes.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden zum Thema „Bodenfruchtbarkeit“ einige charakteristische Indikatoren im Systemvergleich ökologisch versus konventionell ausgewertet und analysiert. Um das komplizierte Beziehungsgeflecht der Einflussfaktoren auf die Bodenfruchtbarkeit besser zu verstehen, scheint es jedoch notwendig zu sein, dass vorliegende Erkenntnisse möglichst breit gefächert analysiert werden. Für zukünftige vergleichende Studien wäre es daher erstrebenswert, weitere Indikatoren auszuwerten. Die Messergebnisse für einzelne Parameter sollten aber mit Bezug zum Gesamtsystem Boden gesehen werden, da gegenseitige Beziehungen und Wechselwirkungen nicht unberücksichtigt bleiben sollten.

Nachfolgend einige Beispiele für Parameter, die in zukünftigen Vergleichsstudien Aufmerksamkeit erfordern:

Bodenbiologische Parameter:

- Mikroorganismen im Boden – Biomasse, C_{mic}, N_{mic}, Bodenenzyme, metabolischer Quotient
- Nematoden – entomopathogene Nematoden, wandernde Wurzelnematoden
- Mykorrhiza (AMF) – Besiedlungsdichte der Pflanzenwurzeln, Einfluss auf die Nährstoffversorgung der Kulturpflanzen
- phythopathogenes Potenzial ausgewählter Artengruppen

Bodenchemische Parameter:

- Organische Substanz im Boden – Humusgehalte, N_t
- Makronährstoffe im Boden – K, Mg, S, Ca
- Mikronährstoffe im Boden – Zn, B, Mn, Cu, Mo, Fe
- Schadelemente und Schadstoffe im Boden – Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, As, U (Radioaktivität)

Bodenphysikalische Parameter:

- Bodenstruktur und Bodengefüge – Einfluss der Bodenbearbeitungsintensität, gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf), Stabilität der Aggregate, Porengröße und Porenkontinuität
- Durchwurzelung des Bodens – Wurzelmasse, Wurzelverteilung, Wurzellängendichte, Intensität der Durchwurzelung in verschiedenen Schichten
- Vergleich der Bodenschichten – Krume, Oberboden, Unterboden

5 Biodiversität

Karin Stein-Bachinger, Almut Haub, Frank Gottwald

5.1 Hintergrund und Relevanz

Der Begriff Biodiversität steht als Sammelbegriff für die Vielfalt des Lebens auf der Erde und bezieht die Variabilität aller lebenden Organismen und ihrer Lebensräume ein (CBD, 2000; MA, 2005). Die biologische Vielfalt umfasst drei Ebenen: die Vielfalt der Ökosysteme (dazu gehören Lebensgemeinschaften, Lebensräume und Landschaften), die Artenvielfalt und die genetische Vielfalt innerhalb der Arten (CBD, 2000; TEEB, 2010). Biodiversität bildet die Grundlage für die Funktionsfähigkeit unserer Ökosysteme, die eine Vielzahl an Leistungen für die Umwelt und Gesellschaft erbringen (MA, 2005; TEEB, 2012; Pascual et al., 2016). Nach dem Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005) lassen sich vier grundlegende Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden. Biologische Organismen und Prozesse sind essentiell für die Bodenbildung, Sauerstoff- und Primärproduktion (*Basisleistung*) sowie die Bereitstellung zahlreicher Güter wie Trinkwasser, Nahrungsmittel oder medizinische Wirkstoffe (*Versorgungsleistungen*). Ökosystemare Lebensgemeinschaften regulieren das Klima, schützen vor Lawinen und Hochwasser, verhindern Erosion und speichern Schadstoffe (*Regulationsleistungen*). Schließlich tragen Lebensräume mit all ihren Arten zu vielfältigen Landschaften bei, mit denen sich die Menschen identifizieren und in denen sie Erholung finden können (*Kulturelle Leistungen*).[10]

Grundsätzlich ist es naheliegend anzunehmen, dass die Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemprozessen nicht linear ist und demnach eine höhere Biodiversität nicht notwendigerweise dazu führt, dass mehr Ökosystemleistungen erzeugt bzw. genutzt werden können. Allerdings ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Biodiversität die Stabilität und Resilienz von Ökosystemen und damit die Verfügbarkeit der oben genannten Leistungen abgesichert werden kann bzw. dass bei Unterschreitung eines kritischen Schwellenwertes bestimmte Ökosystemleistungen nicht oder nur noch in eingeschränkter Form erbracht werden (Di Falco, 2012).

Da die Landwirtschaft einen erheblichen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft hat (Tscharntke et al., 2005; Firbank, 2005; Jackson et al., 2007; Di Falco, 2012), beeinflussen landwirtschaftliche Praktiken auch den Umfang und die Qualität der erbrachten Ökosystemleistungen. Als gesellschaftliche Leistungen der Landwirtschaft ist folglich ihr Beitrag zur Erbringung bzw. Sicherstellung der Ökosystemleistungen zu sehen. Bei der Bewertung der gesellschaftlichen Leistung der Landwirtschaft ist der oben genannte nicht-lineare Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen zu berücksichtigen. Von Bedeutung ist außerdem, dass der Umfang der Ökosystemleistungen auch von nicht-landwirtschaftlichen Faktoren beeinflusst wird. Für eine

[10] Im Sinne des Konzepts der Ökosystemleistungen stellt Biodiversität an sich keine Ökosystemleistung dar, da sie einen eigenen Wert hat jenseits menschlicher Bedürfnisse (MA, 2005; Schröter et al., 2014). Eine klare Abgrenzung ist jedoch schwierig (Kremen & Miles, 2012; Rodríguez-Ortega et al., 2014; Grossman, 2015).

sachgerechte Beurteilung bedarf es demnach strenggenommen für jede Ökosystemleistung einer sehr differenzierten Betrachtung und Analyse, die im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich war. Aus pragmatischen Gründen wird deshalb in dieser Arbeit allgemein der Beitrag der Landwirtschaft zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt als eine gesellschaftliche Leistung definiert.

Dieser Definition folgend erbringt die Landwirtschaft eine gesellschaftliche Leistung, indem durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung Lebensräume (oder Teillebensräume) für wildlebende Tier- und Pflanzenarten geschaffen werden (z.B. Ackerwildkräuter, Feldvögel). Die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft wird wesentlich von der Art der Landnutzung bestimmt. So verbessert die Vielfalt an Fruchtarten, der Wechsel von Sommerungen und Winterungen sowie der Anbau mehrjähriger Kulturen die Lebensraumbedingungen für viele Arten, da die landwirtschaftliche Bearbeitung je nach Kultur zu verschiedenen Zeiten stattfindet. Bei Bodenbearbeitung oder Ernte stehen dadurch Ausweichmöglichkeiten zur Verfügung (Stein-Bachinger et al., 2010). Heterogen strukturierte Agrarlandschaften begünstigen diverse Artengemeinschaften und damit ihre vielfältigen Ökosystemfunktionen (Tscharntke et al., 2005; Landis, 2017).

Auf der anderen Seite gilt eine intensive Landbewirtschaftung als einer der Hauptverursacher für den Artenverlust (Benton et al., 2003; Leuschner et al., 2014; Haber, 2014; Uchida & Ushimaru, 2014). Wesentliche Faktoren sind die hohe Nährstoffzufuhr über Mineraldünger und/ oder Gülle (Dalton & Brand-Hardy, 2003; Isbell et al., 2013), der hohe Einsatz von Pestiziden (Meehan et al., 2011; UBA, 2017) die Vereinheitlichung von Fruchtfolgen (Robinson & Sutherland, 2002; Kremen et al., 2002), der Rückgang von Brachen bzw. Flächenstilllegungen (Flade, 2012) und Dauergrünland (Eglington, 2009), die Beseitigung von Landschaftselementen (Fabian et al., 2013), eine effektive Erntetechnik und Saatgutreinigung (McCracken & Tallowin, 2004) sowie die Melioration und Nutzungsaufgabe extensiv bewirtschafteter Lebensräume (Berg et al., 2004; Uchida & Ushimaru, 2014). Sie führen zum direkten Verlust von wildlebenden Tier- und Pflanzenarten mit negativen Effekten auf Folgenutzer, denen die Nahrungsgrundlage fehlt (Flade, 2012). Zudem erfolgt eine starke Beeinträchtigung der Funktion landwirtschaftlicher Nutzflächen als Lebensraum, sodass für viele Arten keine geeigneten Fortpflanzungsbedingungen mehr vorhanden sind (fehlende Brutplätze oder Ruhezeiten, dichte Vegetation, usw.) (Eglington, 2009; Flade, 2012; UBA, 2017).

Die aktuelle Gefährdungssituation und die Bestandsentwicklung werden im Folgenden für die in dieser Studie behandelten Artengruppen skizziert:

- Als **Ackerflora** werden diejenigen Wildkräuter bezeichnet, die in Mitteleuropa auf Äckern zu finden sind.[11] Bundesweit gelten ungefähr ein Drittel der etwa 350 in Deutschland auf Äckern vorkommenden Arten als gefährdet (Hofmeister & Garve, 2006). Viele ehemals charakteristische Arten haben seit den 1950er/60er Jahren um 95-99 % im Bestand abgenommen (Meyer et al., 2014). Von 118 Arten, die ihr Hauptvorkommen in Mitteleuropa auf Ackerflächen besitzen, stehen 36 % auf der Roten Liste Deutschlands (Albrecht, 2003). Auf den meisten konventionell bewirtschafteten Äckern lassen sich im Feldinnern selten mehr als fünf bis sieben Arten pro Untersuchungsplot finden (Gabriel et al., 2010; Krauss et al., 2011; Batáry et al., 2012). Die noch vorkommenden Gemeinschaften sind verarmt und zeigen einen starken Rückgang spezialisierter Taxa bei relativer Zunahme oft herbizidtoleranter Generalisten (Heap, 2014). Der Rückgang der Ackerwildkräuter hat weitreichende Folgen für die Biodiversität in der Agrarlandschaft, da die Ackerflora Nahrungsgrundlage und Deckung für Insekten, Feldvögel, Feldhasen und andere wildlebende Tierarten darstellt (Holzschuh et al., 2007). Außerdem beeinträchtigt das fehlende Blütenangebot "nützliche" Insekten und beeinflusst negativ die Räuber-Beute-Systeme (Krauss et al., 2011). Weitere Ursachen für den Rückgang der Ackerwildkrautflora sind die hohe Düngung mit in Folge dichten Kulturbeständen, das Auflassen ertragsschwacher Standorte, die Vereinfachung der Fruchtfolgen und die Perfektionierung der Saatgutreinigung (Meyer et al., 2014).
- Bei der Betrachtung der Ackerwildkräuter spielt auch die im Boden vorhandene **Samenbank** eine wichtige Rolle, da langlebige Samen eine Strategie dieser Artengruppe darstellen, unter Bewirtschaftung und wechselnden Umweltbedingungen dauerhaft zu überleben (Albrecht, 2003). Untersuchungen von Lang et al. (2016) zeigen, dass die Samenbank gefährdeter Ackerwildkrautarten durch intensive Bewirtschaftung vielerorts verschwunden ist.
- **Säume** sind Begleitstrukturen (Landschaftselemente) in der Agrarlandschaft, die für viele Artengruppen eine wichtige Funktion als Lebensraum, Rückzugs- und Überwinterungshabitat besitzen (Kretschmer et al., 1995; Boatman, 1999; Gottwald & Stein-Bachinger, 2010; Kühne & Freyer, 2012). Sie sind nicht Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche, können aber gepflegt (gemäht, gemulcht oder beweidet) werden. Die Qualität von Saumstrukturen wird auch von den angrenzenden Nutzflächen beeinflusst, da z.B. durch Dünger- und/ oder Pestizidabtrift eine negative Wirkung auf die Artenvielfalt ausgehen kann (Roß-Nickoll et al., 2004; Schmitz et al., 2014). Ebenso wie andere Landschaftselemente sind Säume in der modernen Agrarlandschaft durch Beseitigung oder Verkleinerung im Zusammenhang mit flächendeckend intensiver Nutzung und durch Schlagzusammenlegungen ("Flurbereinigung") gefährdet und in vielen Landschaften nur noch fragmentarisch vorhanden.

[11] Als Segetalflora im engeren Sinne werden diejenigen Arten bezeichnet, die in Mitteleuropa ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Ackerflächen haben und auf die Ackerbewirtschaftung angewiesen sind. In den Vergleichsstudien wird dies jedoch i.d.R. nicht differenziert.

- Bei den **Brutvögeln** in Deutschland weisen die Offenlandarten die größten Bestandsrückgänge auf. Nach Daten des European Bird Census Council EBCC (2012) haben 22 von 37 als typische Agrarvögel eingestufte Vogelarten negative Bestandstrends. Die europaweiten Bestandszählungen zeigen einen Rückgang der Gesamtbestände von Agrarvögeln um rund 300 Millionen Brutpaare bzw. 52 % von 1980 bis 2000 (Dröschmeister et al., 2012). Besonders betroffen sind z.B. Rebhuhn (94 %), Ortolan (87 %), Braunkehlchen (71 %) und Bluthänfling (62 %), aber auch "Allerweltsarten“ wie die Feldlerche (Dröschmeister et al., 2012; Gedeon et al., 2014; Wahl et al., 2015). In Deutschland dient der Indikator ‚Artenvielfalt und Landschaftsqualität‘ der Darstellung des Zustands von Natur und Landschaft im Rahmen *der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt* (BMUB, 2015). Der Teilindikator "Agrarland“, in dem Veränderungen in der Bestandsentwicklung von zehn repräsentativen Vogelarten der Agrarlandschaft berechnet werden, wies 2013 einen Zielerreichungsgrad von 59 % und einen statistisch signifikanten Negativtrend auf (Balzer et al., 2017). Insbesondere Vogelarten, die während der Brutzeit vorwiegend Kleininsekten und Spinnen fressen, zeigten über einen 25-jährigen Betrachtungszeitraum negative Bestandstrends um etwa ein Drittel, während es über einen kürzeren Zeitraum von 12 Jahren bereits fast die Hälfte der Arten betraf (Wahl et al., 2015). Es wird ein Zusammenhang mit Nahrungsknappheit und der flächigen Anwendung von hochwirksamen Insektiziden vermutet (Hallmann et al., 2014).
- Der Gesamtbestand der **Insekten** hat in den letzten Jahrzehnten deutlich abgenommen. So sind von ca. 560 Wildbienenarten ca. 41 % als bestandsgefährdet einzustufen (Westrich et al., 2011). Der europäische Trendindikator für 17 ausgewählte Tagfalterarten des Grünlandes zeigte 2015 gegenüber dem Referenzwert von 1990 einen Rückgang um fast 30 % (van Swaay et al., 2016). Die alarmierenden Bestandsrückgänge der Insektenpopulationen sind in Agrarlandschaften besonders ausgeprägt (Winfree et al., 2009; Potts et al., 2010; Ollerton et al., 2014). Neben dem Artensterben ist auch ein dramatischer Rückgang der Insektenbiomasse zu beobachten. Hallmann et al. (2017) belegen einen Rückgang um mehr als 75 % auf der Grundlage von Untersuchungen über fast drei Jahrzehnte in deutschen Schutzgebieten. Die Blütenarmut der modernen, intensiven Landwirtschaft und die Anwendung von Insektiziden wie Neonikotinoide werden als maßgebliche Ursachen für den Arten- und Biomasserückgang angesehen (Hallmann et al., 2014; Goulson, 2014; Woodcock et al., 2016).

Um den Rückgang der biologischen Vielfalt weltweit zu stoppen, wurde bereits 1992 anlässlich des UN-Gipfels in Rio de Janeiro über Umwelt und Entwicklung (UNCED) die Biodiversitätskonvention beschlossen (CBD, 2000). Die rund 200 Vertragsstaaten verpflichteten sich im Rahmen der Konvention, die Biodiversität im eigenen Land zu erhalten und andere Länder (insbesondere Entwicklungsländer) bei der Umsetzung der Konventionsziele zu unterstützen. In Deutschland wird diese Vorgabe durch die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMUB, 2015) umgesetzt. Die Strategie, die 2007 vom Bundeskabinett verabschiedet wurde, sieht zahlreiche Aktivitäten wie beispielsweise die Ausweisung von Schutzgebieten (FFH, Natura 2000) oder den Einsatz von Agrarumweltmaßnahmen zur Förderung der Biodiversität vor. Trotz dieser Bemühungen konnte der Trend abnehmender Biodiversität in der Agrarlandschaft bisher jedoch nicht gestoppt

werden (Pimm et al., 2014; Pe'er et al., 2017). Das ursprünglich in Deutschland festgelegte Ziel für den Gesamtindikator und für den Teilindikator "Agrarland" von 100 % im Jahr 2015 wurde unverändert auf das Jahr 2030 verschoben (BMEL, 2018).

5.2 Grundlagen

5.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

Die EU-Rechtsvorschriften für den ökologischen Landbau sowie die darauf aufbauenden Richtlinien der Anbauverbände in Deutschland enthalten verschiedene Vorgaben und Empfehlungen zum Erhalt und zur Förderung der biologischen Vielfalt, zur Landschaftspflege sowie dem Schutz und Erhalt pflanzen- und tiergenetischer Ressourcen. Gemäß der EU-Öko-Verordnung (EG VO 834/2007) ist der Beitrag zu einem hohen Niveau an biologischer Vielfalt ein zentrales Ziel des ökologischen Landbaus (Art. 3). Zur Erreichung dieses Ziels tragen insbesondere die folgenden Produktionsvorschriften und -empfehlungen bei:

- Der Verzicht auf **chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel** hat direkte positive Auswirkungen auf die Lebensbedingungen wildlebender Tiere und Pflanzen.
- Der **begrenzte Tierbesatz und Futterzukauf** sowie der Verzicht auf **mineralische Stickstoffdünger** sorgen für ein geringeres Nährstoff- bzw. Stickstoffniveau. Dadurch ergeben sich u.a. geringere Kulturdichten, in denen wildlebende Pflanzen- und Tierarten mehr Lebensraum und Nahrung finden (Sudfeldt et al., 2010).
- Die Regulierung von Beikräutern erfolgt in erster Linie durch vorbeugende Verfahren wie beispielsweise eine angepasste **Fruchtfolgegestaltung** und durch mechanische oder thermische Verfahren. Dies ermöglicht eine Koexistenz von Kulturpflanzen und Begleitflora innerhalb der bewirtschafteten Fläche. Mehrjährige Fruchtfolgen führen außerdem zu einer Vielfalt von Lebensbedingungen und Habitaten, was eine hohe Artenvielfalt begünstigt. Einige Verbände geben in ihren Richtlinien einen Mindestanteil an Leguminosen in der Fruchtfolge von 20 % der bewirtschafteten Ackerfläche vor (Naturland, Biopark, Biokreis, GÄA, Ecoland) und gehen damit über die Vorgaben der EU-Öko-Verordnung hinaus.
- Des Weiteren werden gezielte Maßnahmen zur **Nützlingsförderung** (vorbeugender Pflanzenschutz) zur Erhöhung der Selbstregulationsfähigkeit empfohlen. Dies soll nicht nur nützliche Insekten fördern, sondern auch zahlreichen weiteren Tieren und Pflanzen Nahrung, Deckung und Rückzugsräume bieten.

Darüber hinaus sind folgende Empfehlungen in den privatrechtlichen Richtlinien der Anbauverbände zu nennen:

- Während die EU-Öko-Verordnung zum Thema **Landschaftspflege** keine Angaben macht, sehen die Richtlinien der Anbauverbände den Erhalt und Neuaufbau von Strukturelementen in der Landschaft wie Hecken und Raine (Naturland), aber auch die Einrichtung von Nistplätzen und Unterschlupfmöglichkeiten für Insekten (Bioland) oder die Einrichtung von Biotopverbundnetzen mit Hilfe von Landschaftselementen (GÄA) vor.
- Einige Verbände geben konkrete Empfehlungen zur **Grünlandnutzung**, wie etwa den Einsatz von sogenannten Wildrettern und Balkenmähern bei der Ernte zur Vermeidung von Tieropfern (GÄA, Biokreis) sowie die Schaffung von Nahrungs- und Nistmöglichkeiten, insbesondere für Feldvogelarten wie die Feldlerche (Ecoland). Empfehlungen zur Wahl der Pflegetermine und Mahdzeitpunkte tragen zusätzlich zum Schutz feldbrütender Vogelarten bei und erweitern das Nahrungsangebot für Insekten (GÄA, Biokreis).
- Seit 2013 ist in den Demeter Richtlinien vorgeschrieben, dass auf einem Demeter-Betrieb mindestens 10 % sogenannter **Biodiversitätsflächen** vorhanden sein müssen. Dazu zählen u.a. extensiv genutzte Grünlandflächen, Kulturen, die zur Blüte kommen sowie Streuobstwiesen, Wasserflächen etc. Auch für den Bereich Obst- und Weinbau machen fast alle Verbände Vorgaben zur Begrünung und geben Empfehlungen für deren Ausgestaltung.
- Die Sicherung der **genetischen Vielfalt** im pflanzlichen Bereich soll nach Empfehlung der EU-Öko-Verordnung und der Verbände durch die Wahl geeigneter Arten und Sorten gewährleistet werden. Durch Züchtung und eigenen Nachbau sollen zudem standortangepasste Sorten gefördert, als Kulturgut erhalten und weiterentwickelt werden (Bioland). Der Erhalt tiergenetischer Ressourcen kann durch die Nutzung seltener und bedrohter Tierrassen gefördert werden. Sorten- bzw. Rassenvielfalt hat auch positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt, weil dadurch eine weitere Differenzierung der Lebensbedingungen auf den Nutzflächen erfolgt.

5.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Die systemimmanenten Leistungen des ökologischen Landbaus für die Biodiversität wurden in den letzten 30 Jahren durch eine Vielzahl wissenschaftlicher Studien untersucht. Viele Vergleichsuntersuchungen ökologisch und konventionell bewirtschafteter Acker- und Grünlandflächen im europäischen Vergleich zeigen, dass durch eine ökologische Bewirtschaftung positive Effekte auf die Biodiversität resultieren (Azeez, 2000; Stolze et al., 2000; Hole et al., 2005; Bengtsson et al., 2005; Mondelaers et al., 2009; Rahmann, 2011; Tuck et al., 2014). Dies gilt z.B. für die Bodenmikrobiologie und -fauna (u.a. Lori et al., 2017; Niggli & Besson, 1996), die Ackerwildkrautflora (u.a. Frieben, 1990; Hald, 1999; Rydberg & Milberg, 2000; Frieben et al., 2012), die oberirdisch lebende Kleintierfauna (u.a. Pfiffner & Niggli, 1996; Feber et al., 1997; Brown, 1999; Danish Ministry of Food, 2001; Lichtenberg et al., 2017) sowie die Artenzahlen und Siedlungsdichten von Feldvögeln (u.a. Lokemoen & Beiser, 1997; Chamberlain et al., 1999).

Tabelle 5.1 zeigt im Detail anhand von vier ausgewählten Vergleichsstudien die bewirtschaftungsbedingten Effekte auf verschiedene Artengruppen. Die Datenauswertung erfolgte bei Danish Ministry of Food (2001), Hole et al. (2005) und Rahmann (2011) in Form von qualitativen Bewertungen (+, =, -). In der Meta-Analyse von Bengtsson et al. (2005) erfolgte eine quantitative Datenauswertung. Die vier Vergleichsstudien unterstreichen den positiven Effekt der ökologischen Bewirtschaftung auf die Artenzahl und Abundanz. Die Ergebnisse von Bengtsson et al. (2005) ergaben, dass die Artenzahl im Mittel der untersuchten Artengruppen durch ökologische Bewirtschaftung um 30 % und die Abundanz um 50 % erhöht waren. 16 % der Studien zeigten negative Auswirkungen auf die Artenzahl. Die positiven Auswirkungen des ökologischen Landbaus waren nach Aussagen des Autorenteams sehr viel deutlicher auf der Ebene von Plots und einzelnen Schlägen nachweisbar als auf Landschaftsebene, bei der neben den Bewirtschaftungseinflüssen weitere Faktoren wie z.B. die Strukturvielfalt der Landschaft einen wesentlichen Einfluss haben. Weitere Vergleichsstudien wie die von Mondelaers et al. (2009) begründen ihre Schlussfolgerungen in Bezug auf die positiven Auswirkungen der ökologischen Bewirtschaftung auf die Biodiversität vor allem mit den Ergebnissen von Hole et al. (2005) und Bengtsson et al. (2005). Tuck et al. (2014) kommen ähnlich wie Bengtsson et al. (2005) zu dem Ergebnis, dass der ökologische Landbau die Artenzahlen im Vergleich zum konventionellen um ca. 30 % erhöht und dieser Effekt über die letzten 30 Jahre stabil war. Sie werteten 94 Studien basierend auf den Ergebnissen von Bengtsson et al. (2005) und weiteren Vergleichsstudien aus, die bis 2011 veröffentlicht wurden.

Tabelle 5.1 Bewirtschaftungseffekte auf die Artenzahl und/oder Abundanz verschiedener Artengruppen in vier Reviews

Studie	**Pfiffner (2001)** (n = 44) [<1987-1995]						**Hole et al. (2005)** (n = 76) [1982-2005]			**Bengtsson et al. (2005)** (n = 66) [bis 2002]						**Rahmann (2011)** (n = 343) [1991-2011]		
Indikator	**Abundanz**			**Artenzahl**			**Abundanz & Artenzahl**			**Abundanz**			**Artenzahl**			**Biodiversität** [1)]		
Artengruppe	**+**	**=**	**-**	**+**	**=**	**-**	**+**	**=**	**-**	**+**	**=**	**-**	**+**	**=**	**-**	**+**	**=**	**-**
Pflanzen							13	2	0	7		0	22		0	93	9	2
Wirbeltiere																26	5	0
Vögel	5	0	0	2	0	0	7	2	0	12		0	3		0			
Säugetiere							2	0	0									
Wirbellose																77	12	7
Arthropoden													21		7			
Spinnen	6	1	0	0	0	0	7	3	0	4		3						
Insekten	15	3	0	7	3	0	21	6	6	29		13						
Bodenorganismen	23	1	1	6	5	0	16	12	2	44		5	7		3	38	15	0
Gesamt	**49**	**5**	**1**	**15**	**8**	**0**	**66**	**25**	**8**	**96**	**0**	**21**	**53**	**0**	**10**	**131**	**24**	**2**

[1)] Begriff verwendet für Artenvielfalt und Abundanz. Dargestellt sind nur die Ergebnisse für die in der Tabelle ausgewählten Artengruppen.

Ökologisch größer (+), gleich (=), kleiner (-) im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung, n = Anzahl verwendeter Studien, [Untersuchungszeitraum]

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Einige Autoren (u.a. Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014) bemängeln den methodischen Ansatz bei vielen Studien. Sie stellten fest, dass häufig das Versuchsdesign mangelhaft war, zu wenige Wiederholungen stattfanden bzw. weitere Faktoren wie die umgebende Landschaft, die Bodengüte und die betrieblichen Hintergründe nicht berücksichtigt wurden. In der Studie von Tuck et al. (2014) erfüllten viele Studien nicht die anspruchsvollen Kriterien für eine Metaanalyse und wurden deshalb ausgeschlossen. Auch Mondelaers et al. (2009) weisen auf die große Heterogenität von Vergleichsstudien hin. Sie betonen, dass die regionalen Gegebenheiten in Bezug auf standörtliche und klimatische Voraussetzungen, aber auch unterschiedliche gesetzliche Rahmenbedingungen bei der Verallgemeinerung von Ergebnissen stärker berücksichtigt werden müssten. Bengtsson et al. (2005) betonen außerdem, dass das individuelle Engagement eines Landwirtes unabhängig von dem Bewirtschaftungssystem eine entscheidende Rolle für die Ausprägung der Biodiversität auf Betriebsebene spielt. Hole et al. (2005) weisen neben den unterschiedlichen Intensitäten in den Bewirtschaftungssystemen auf die Problematik der Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Feldversuchen auf landwirtschaftliche Betriebe, regionale oder nationale Ebene hin. Eine vielfach geäußerte Kritik war auch, dass die meisten Vergleichsstudien in gemäßigten Klimazonen bzw. in Europa durchgeführt wurden, während bislang in Entwicklungsländern kaum Untersuchungen stattfanden (Rahmann, 2011; Tuck et al., 2014).

In einer neueren Metastudie von Lori et al. (2017) wurde auf Grundlage von 56 Studien mit 149 Vergleichspaaren weltweit unter Berücksichtigung strenger Auswahlkriterien ermittelt, dass die ökologische Bewirtschaftung die untersuchten Indikatoren zur mikrobiellen Biomasse/-aktivität um 32-85 % erhöhte. Lichtenberg et al. (2017) gingen methodisch ähnlich anspruchsvoll vor. Sie untersuchten anhand von 60 Studien aus Asien, Europa, Nord-, Zentral- und Südamerika sowie Ozeanien die bewirtschaftungsbedingten Einflüsse auf Arthropoden bzw. verschiedene funktionelle Arthropodengruppen. Bei ökologischer Bewirtschaftung war die Abundanz von Arthropoden im Mittel um 45 % erhöht, die Artenzahl um 19 % bzw. 11 % (lokal/ regional). Auf der lokalen Ebene wurden seltene Arten noch deutlich mehr gefördert (27 %). Bei den Blütenbesuchern waren die festgestellten Effekte besonders groß (90 % höhere Abundanz, 55 % bzw. 32 % höhere Artenzahl (lokal/ regional)). Bei Herbivoren und Detrivoren wurden hingegen keine signifikanten Effekte festgestellt.

Abschließend ist festzustellen, dass die Kriterien zur Auswahl der verwendeten Vergleichsuntersuchungen bei den einzelnen Reviews und Metastudien stark variieren. Bei qualitativen Auswertungen (u.a. Stolze et al., 2000; Hole et al., 2005; Rahmann, 2011) erfolgte keine strenge Selektion anhand von festgelegten Auswahlkriterien (vgl. Kapitel 2). Aktuelle Metastudien (Lori et al., 2017; Lichtenberg et al., 2017) wenden strenge Kriterien an, beschränken sich jedoch auf bestimmte Artengruppen. Die Studie von Tuck et al. (2014) ist die bislang neueste, in der Aussagen für verschiedene Artengruppen der Flora und Fauna inkl. landwirtschaftlicher Kulturarten getroffen werden. Sie berücksichtigt jedoch nur Studien, die bis Ende 2011 publiziert wurden. Die Analyse zeigte zwar keine Veränderung über mehrere Jahrzehnte, allerdings hat gerade in neuester Zeit die Intensivierung noch einmal deutlich zugenommen, vor allem im konventionellen Landbau.

5.2.3 Thesen und Erwartungen

Die rechtlichen Bestimmungen des ökologischen Landbaus und seine ideellen Prinzipien (vgl. Kapitel 5.2.1) lassen erwarten, dass die Lebensbedingungen für viele wildlebende Tier- und Pflanzenarten auf ökologisch bewirtschafteten Flächen im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung besser sind. Auf der Grundlage des vorhandenen Wissens lassen sich folgende Thesen und Erwartungen für die Auswertung der Literatur ableiten:

(1) Aufgrund der fortschreitenden Intensivierung vor allem im konventionellen Landbau sowie der Einbeziehung neuerer Studien sind Änderungen in der Bewertung des ökologischen Landbaus in Bezug auf die Biodiversitätsleistungen möglich. Die stärkere Selektion der Studien in Bezug auf die Vergleichbarkeit und die Extrahierbarkeit der Daten inklusive statistischer Parameter (siehe auch Kapitel 2) sollte die Variation in den Ergebnissen senken und damit klarere Aussagen ermöglichen.

(2) Aufgrund der direkten Auswirkungen von Herbiziden auf die Ackerwildkrautflora und der unmittelbaren standörtlichen Bindung dieser Artengruppe an die Produktionsfläche ist zu erwarten, dass die positive Wirkung der ökologischen Bewirtschaftung bei den Beikräutern deutlicher ausgeprägter ist als bei Artengruppen mit hoher Mobilität wie Insekten oder Vögel. Als Langzeiteffekt sollte auch das Samenpotenzial auf ökologisch bewirtschafteten Äckern deutlich größer sein als auf konventionellen Flächen. Da die Landnutzung an den Ackerrändern auch im konventionellen Landbau häufig extensiver ist und Refugien an der Grenzlinie zu Ackerbegleitbiotopen vorhanden sein können, sollten Effekte im Randbereich nicht so deutlich ausgeprägt sein. Trotzdem wird auch in Säumen an Ackerrändern eine höhere Artenvielfalt im ökologischen Landbau erwartet, da geringere bzw. keine negativen Effekte aus der Mineraldüngung und Pestizidanwendung resultieren.

(3) Vögel reagieren als Folgenutzer auf das Nahrungsangebot (Insekten, Wildkräuter) und benötigen außerdem ungestörte Nistplätze. Einzelne Arten haben sehr unterschiedliche Ansprüche an die Landschaftsstruktur, die nicht ausschließlich von der Art der Bewirtschaftung abhängig ist. Die Wirkungen der Landnutzung auf diese Artengruppe sind demnach komplexer, sodass eine höhere Variation der Ergebnisse zu erwarten ist, jedoch mit insgesamt positiven Effekten für den ökologischen Landbau. Offenlandarten und Bodenbrüter (z.B. Feldlerche) sollten sensibler auf Landnutzung reagieren als Arten, deren Teillebensraum in Begleitstrukturen wie z.B. Hecken liegt. Die Gesamtartenvielfalt der Avifauna hängt sehr stark von der Vielfalt von Landschaftsstrukturen ab und sollte somit eine weniger ausgeprägte Reaktion auf ökologische Landnutzung zeigen.

(4) Da Insekten für die Reproduktion häufig auf Ackerbegleitstrukturen angewiesen sind oder von diesen aus die landwirtschaftlichen Nutzflächen besiedeln, kann dies den Einfluss der Bewirtschaftung auf Insekten überlagern. Die Unterschiede können in Abhängigkeit der betrachteten Artengruppe, der Position der Untersuchungsfläche im Kontext zu Landschaftsstrukturen und dem Anteil und der Qualität von naturnahen Begleitstrukturen in der Landschaft schwanken, sodass auch eine hohe Variabilität in den Ergebnissen zu erwarten ist.

Insgesamt ist zu erwarten, dass eine ökologische Bewirtschaftung höhere Artenzahlen und eine höhere Abundanz bei den Insekten bewirkt. Dies sollte besonders auf blütenbesuchende Insekten zutreffen.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass die ökologische Landbewirtschaftung höhere gesellschaftliche Leistungen im Bereich Biodiversität erbringt.

5.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

In den meisten Vergleichsstudien wird die Ebene der Artenvielfalt innerhalb eines Lebensraumes oder eines Landschaftsausschnittes behandelt, während die Vielfalt von Lebensräumen bzw. die genetische Vielfalt meist nicht erfasst wird. Die Artenvielfalt ist daher Gegenstand der folgenden Betrachtung. Aufgrund der Komplexität des Themas wurde der Fokus auf bestimmte Artengruppen gelegt: Ackerflora inkl. -Samenbank sowie Saumvegetation, Feldvögel und mehrere Gruppen blütenbesuchender Insekten (Wildbienen inkl. Hummeln, Honigbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Florfliegen).

Um die bewirtschaftungsbedingten Effekte auf die Artenvielfalt zu quantifizieren, werden in der Literatur verschiedene Indikatoren verwendet. Der am häufigsten verwendete Indikator ist die **Artenzahl**. Diese ist definiert als die Anzahl der Arten innerhalb einer gegebenen Stichprobe, Gemeinschaft oder Untersuchungseinheit. Die Artenzahl ist als Indikator verhältnismäßig gut zu erfassen. Dessen Güte hängt jedoch in hohem Maße von der zu untersuchenden Artengruppe, vom Umfang der Beprobung und deren Vollständigkeit ab (Chao & Chiu, 2016). So ist bei Feldvögeln die Aussagefähigkeit dieses Indikators bei der Betrachtung einzelner Felder eingeschränkt, da das potenzielle Artenspektrum auf einem einzelnen Feld gering ist und die Zufallsvariation hoch. Auf Landschaftsebene können andere Faktoren als das Anbausystem, wie die Ausstattung mit verschiedenen Biotopen und Landschaftselementen sowie die Heterogenität der Fruchtfolgen, das Ergebnis stark prägen.

Ein weiterer, häufig verwendeter Indikator ist die **Abundanz**. Diese beschreibt die Anzahl (Häufigkeit) der Individuen einer Art bzw. aller Arten einer Gruppe innerhalb einer Untersuchungseinheit bzw. Erfassungseinheit (z.B. in Insektenfallen oder auf Transektrouten).

Weitere Indikatoren sind der **Shannon-Wiener-Index** (-Diversität), der **Simpson-Index** und die **Evenness** (Gleichverteilung), die im Zusammenhang mit den untersuchten Artengruppen selten genutzt wurden. Sie beruhen auf verschiedenen Verrechnungen der vorstehend genannten Werte, stellen also keine direkten Messwerte dar und werden daher nicht in die Bewertung einbezogen.

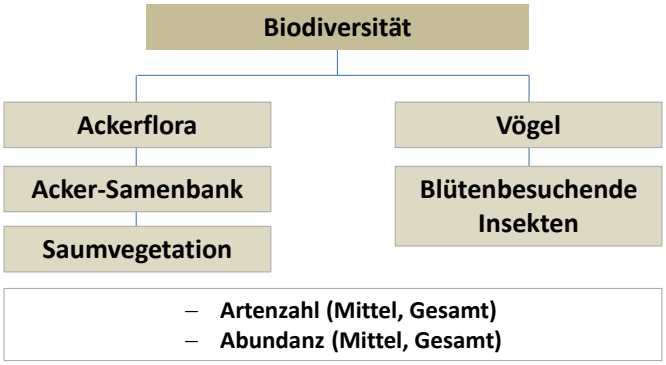
Begründung für die ausgewählten Indikatoren

In der vorliegenden Studie wurden die Indikatoren „Artenzahl“ und „Abundanz“ für die Auswertung herangezogen, da alle verwendeten Studien für mindestens einen dieser Indikatoren Ergebnisse auswiesen und die methodische Erfassung in der Regel gut nachvollziehbar war. Beide Indikatoren werden auf verschiedenen räumlichen Ebenen ermittelt (siehe auch Abbildung 5.1):

- Die mittlere Artenzahl/ Abundanz bezieht sich auf die Anzahl der Arten bzw. Individuen innerhalb eines einheitlichen Habitats bzw. pro Erfassungseinheit (z.B. Plot). Die habitatbezogene Artenzahl wird in der Literatur auch als *„Alpha-Diversität“* bezeichnet (Whittaker, 1972).

- Die Gesamt-Artenzahl / Gesamt-Abundanz bezieht sich auf die Summe gefundener Arten bzw. Individuen im gesamten Untersuchungsraum, der unterschiedliche Habitate einschließen kann. Die Gesamtartenzahl auf Landschaftsebene wird auch als „*Gamma-Diversität*“ bezeichnet.[12]

Abbildung 5.1 Verwendete Indikatoren und Artengruppen zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Biodiversität



Quelle: Eigene Darstellung

Übersicht über die Datengrundlage

Die quantitative Literaturauswertung basiert auf insgesamt 75 Studien aus 26 Ländern mit 312 Vergleichspaaren, die nach verschiedenen Kriterien aus 801 recherchierten Vergleichsstudien zur Biodiversität ausgewählt wurden (siehe auch Kapitel 2). Aus den Jahren 1990 bis 2000 lagen 6 verwendbare Studien vor. Im Zeitraum 2001-2010 waren es 32 Studien. Von 2011 bis 2018 lagen insgesamt 37 Studien vor; davon wurden 25 Arbeiten nach 2012 veröffentlicht und waren bislang nicht Gegenstand von Reviews oder Meta-Analysen in Bezug auf die gewählten Artengruppen. Dies entspricht einem Drittel der insgesamt in die Auswertung einbezogenen Studien.

[12] Ein drittes Maß ist die *„Beta-Diversität“*, die sich auf die Unterschiede in der Artenzusammensetzung von Gemeinschaften bezieht, die in benachbarten Habitaten leben.

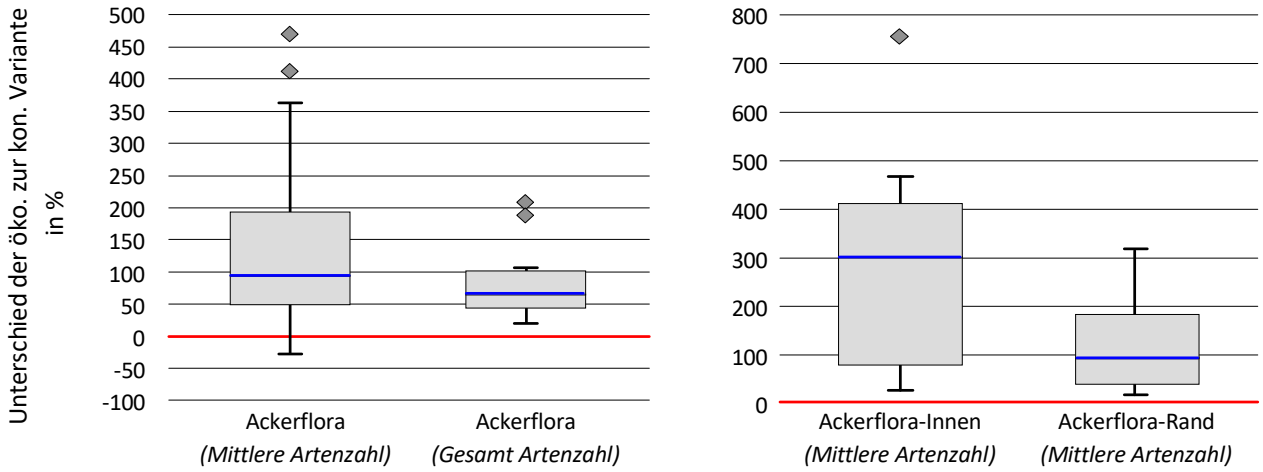
Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen werden im Folgenden jeweils als Boxplot und tabellarisch dargestellt. In den Boxplot-Diagrammen sind die prozentualen Abweichungen der ökologischen von der konventionellen Variante je Artengruppe berechnet. In den Tabellen erfolgt eine Klassifizierung der ökologischen Variante in größer (+), gleich (=) und kleiner (-) auf Grundlage der in den Studien angegebenen Signifikanz. Waren keine Angaben zur Signifikanz vorhanden, wurden Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen als eindeutig definiert, wenn eine mindestens 20 %ige Abweichung vorlag. Die Boxplotdarstellung erfolgte ab neun Vergleichspaaren (siehe auch Kapitel 2). In den Tabellen sind alle Studien bzw. Vergleichspaare aufgeführt. Hier ist bei der Interpretation der Ergebnisse einzelner Artengruppen zu berücksichtigen, dass für bestimmte Indikatoren nur wenige Studien bzw. Vergleichspaare in die Auswertung einbezogen werden konnten.

5.3.1 Ackerflora

Die Vergleichsanalyse der Ackerflora basiert auf 38 Studien mit 110 Vergleichspaaren. In einigen Studien wurde die funktionell definierte Untergruppe „insektenbestäubte Flora“ zusätzlich ausgewiesen.

Die Boxplots in Abbildung 5.2 zeigen die prozentualen Abweichungen der ökologischen von der konventionellen Variante in Bezug auf die Ackerflora für die mittlere Artenzahl und die Gesamtartenzahl. Bei der mittleren Artenzahl fällt eine große Spannweite bezogen auf alle Daten zur Ackerflora auf (linke Abbildung). Die Anzahl der Vergleichspaare war für diesen Indikator mit 71 relativ hoch. Das Minimum war negativ (-27 %), d.h. in einer Studie wurde in der ökologischen Variante eine geringere mittlere Artenzahl als in der konventionellen Variante gefunden. Der Median lag mit 95 % deutlich über der Artenzahl in der konventionellen Variante. Bei der Gesamtartenzahl ist die Variation deutlich geringer und reichte von +20 bis +107 % (linke Abbildung). Alle ökologischen Varianten wiesen höhere Gesamtartenzahlen auf als die konventionellen Varianten, der Median lag bei +66 %.

Abbildung 5.2 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl der Ackerflora



Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon Variante = 0 %)
Abbildung links: Mittlere Artenzahl (n = 71, Extremwerte 757 %, 800 % (o.Darst.) und Gesamt-Artenzahl (n = 16)
Abbildung rechts: Mittlere Artenzahl für die Ackerflora, getrennt nach Ackerinnerem (n = 11) und Ackerrand (n = 11)

Quelle: Eigene Darstellung

In sieben Studien mit 11 Vergleichspaaren erfolgte eine Differenzierung der Untersuchungen zur Ackerflora in Ackerrand und Ackerinneres (Abbildung 5.2, rechts). Sowohl der Interquartilbereich als auch die Variation der Gesamtwerte unterschieden sich bei der mittleren Artenzahl deutlich. Bei den Vergleichspaaren im Feldinneren lag der Median mit 304 % deutlich höher als am Ackerrand mit 94 %. Der positive Effekt der ökologischen Bewirtschaftung auf die Artenzahl trat demnach im Ackerinneren wesentlich deutlicher auf als am Ackerrand.

In Tabelle 5.2 werden die Ergebnisse der ökologischen und konventionellen Variante von allen 110 Vergleichspaaren unter Berücksichtigung der Signifikanzangaben in den Studien bzw. anhand der 20 %-Grenze klassifiziert. Bei der Ackerflora wurde in 86 % der Fälle (61 Vergleichspaare, 72 % signifikant) eine höhere mittlere Artenzahl auf den ökologischen Flächen ermittelt, bei einem Vergleichspaar lag die Artenzahl bei konventioneller Bewirtschaftung höher. Die Gesamtartenzahl und die Abundanz (Mittel und Gesamt) waren bei den ökologischen Varianten in allen Vergleichsuntersuchungen höher. Nur bei wenigen Vergleichspaaren lagen zu diesen Indikatoren Signifikanzangaben vor. Die Auswertung anhand des dreifachen Standardfehlers (3 SE, siehe Kapitel 2.3.3) ergab nur geringfügige Änderungen in der Bewertung. Das Vergleichspaar, das aufgrund der 20 %-Grenze in die Kategorie Öko - fiel, lag nach der 3 SE-Auswertung in der Kategorie Öko =. Bei 10 von 11 Vergleichspaaren im Ackerinneren und am Ackerrand lag die mittlere Artenzahl bei ökologischer Bewirtschaftung höher als bei konventioneller Bewirtschaftung. Bei jeweils einem Vergleichspaar ergab sich kein Unterschied zwischen den Bewirtschaftungsformen im Ackerinneren und am Ackerrand (Tabelle 5.2).

In vier Studien wurde die insektenbestäubte Flora als Teil der Acker- bzw. Saumflora zusätzlich untersucht und daher separat ausgewertet. Die mittlere Artenzahl war bei allen Vergleichspaaren in den ökologischen Varianten signifikant höher. Bei der Gesamtartenzahl wiesen 3 der 4 Vergleichspaare keine Unterschiede auf (Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Ackerflora im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
				Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Ackerflora	Artenzahl	Mittel	29	61 (44)	9 (0)	1 (0)	86% 13%
		Gesamt	11	16 (2)	0 (0)	0 (0)	100%
	Abundanz	Mittel	5	7 (3)	0 (0)	0 (0)	100%
		Gesamt	2	4 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Ackerinneres	Artenzahl	Mittel	7	10 (6)	1 (0)	0 (0)	91% 9%
		Gesamt	1	1 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Ackerrand	Artenzahl	Mittel	7	10 (5)	1 (0)	0 (0)	91% 9%
		Gesamt	1	1 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Insektenbestäubte Flora	Artenzahl	Mittel	4	8 (8)	0 (0)	0 (0)	100%
		Gesamt	2	1 (0)	3 (0)	0 (0)	25% 75%

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die Ergebnisse zur Ackerflora bestätigen die Aussagen früherer Reviews und Metastudien, nach denen der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt und Abundanz der Ackerbegleitflora hat. Die stark ausgeprägten Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen lassen sich vor allem durch den vorgeschriebenen Verzicht auf Herbizide im ökologischen Landbau erklären. Weiterhin bewirkt der Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger bzw. das insgesamt geringere Nährstoffniveau eine geringere Kulturdichte und damit bessere Lebensbedingungen für konkurrenzschwache Arten (Ponce et al., 2011). Die mechanische Beikrautregulierung wirkt weniger stark auf die Flora als Herbizide (Wilhelm, 2016). Untersuchungen von Armengot et al. (2013) ergaben, dass die Artenvielfalt im Gegensatz zur Herbizidanwendung in den konventionellen Varianten durch das Striegeln in den ökologischen Varianten nicht negativ beeinflusst wurde.

Die einzige Studie mit einem Vergleichspaar, in dem der ökologische Landbau eine geringere mittlere Artenzahl entsprechend der 20 %-Klassifizierung aufwies, stammt von Knudsen et al. (2017) und bezieht sich auf eine Untersuchung einer sehr extensiv und traditionell genutzten Kulturlandschaft in Ungarn, in der auch die konventionellen Flächen ohne Pestizide, mit wenig Dünger und in Rotation mit Grasland bewirtschaftet wurden. Diese Untersuchung ist somit nicht vergleichbar mit Studien zu modernen, konventionellen Anbausystemen. Alle übrigen Vergleiche aus der Untersuchung von Knudsen et al. (2017) für andere europäische Länder ergaben deutlich positive Werte für den Ökolandbau.

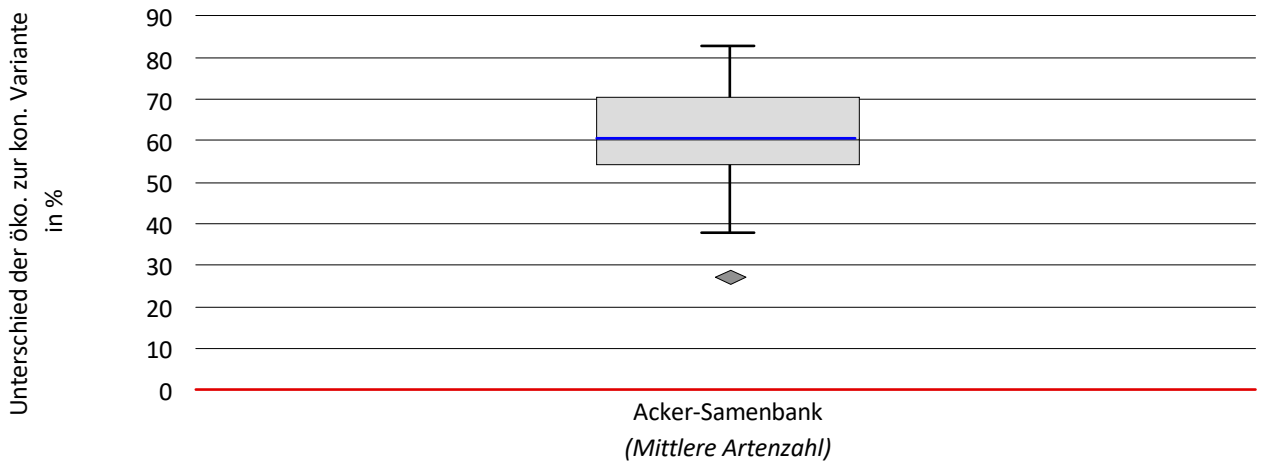
Ein wesentlicher Unterschied in den Vergleichsstudien war durch die Lage der Aufnahmeflächen auf Schlagebene bedingt. Dies wurde anhand von Studien deutlich, in denen Artenaufnahmen sowohl im Ackerinneren als auch am Ackerrand durchgeführt wurden (u.a. Gabriel et al., 2010; Batáry et al., 2013). Bei Untersuchungen von Batáry et al. (2012) zur mittleren Artenzahl in Winterweizenschlägen lag die Abweichung der ökologischen zur konventionellen Variante im Ackerinneren mit rund 300 % (Median) um das Dreifache höher als am Ackerrand. Diese Ergebnisse lassen sich dahingehend interpretieren, dass am Ackerrand der Einfluss der Herbizide und der Düngung im konventionellen Landbau weniger ausgeprägt ist bzw. sich am unmittelbaren Ackerrand "Überlebensnischen" befinden, die nicht immer oder weniger stark von den Herbizidbehandlungen erfasst werden (van Elsen, 1989; Kohler, 2015). Auch im ökologischen Landbau kann der Ackerrand artenreicher sein, weil die mechanische Beikrautregulierung hier meist weniger greift, die Böden nährstoffärmer sein können, die Bestände lichter sind und die Beschattung durch die Kulturpflanzen von einer Seite fehlt. Des Weiteren können verstärkt Saumarten und Gräser einwandern und auf Sonderstandorten (z.B. Trockenrasen) auch spezialisierte Arten auftreten (Gottwald, 2010a). In Untersuchungen vor über 25 Jahren konnte van Elsen (1994) zeigen, dass sich im ökologischen Landbau der Unterschied zwischen Ackerrand und Ackerinnenflächen nivellieren kann und teilweise sogar das Schlaginnere reicher an typischen Segetalarten war.

Auffällig ist, dass von Hiltbrunner et al. (2008) ein Extremwert mit positiver Wirkung der ökologischen Bewirtschaftung aus einer Untersuchung stammt (800 %, Abbildung 5.2), in der über insgesamt fünf Jahre hinweg in einem Exaktversuch Daten aufgenommen wurden. Der Vergleich zwischen den Anbausystemen wurde nicht, wie sonst üblich, auf verschiedenen Betrieben durchgeführt, sondern auf einem unterteilten Schlag. Auf diese Weise sollten potenzielle Unterschiede der Standorte minimiert werden. Weiterhin ist anzunehmen, dass im Rahmen einer Versuchsreihe die Anbaumethoden gut kontrolliert werden und somit "Idealsysteme" konstruiert werden können. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese nicht immer die Praxisbedingungen widerspiegeln. Auch die Aufnahmemethodik war mit drei Begehungen pro Saison im Getreidefeld sehr aufwändig im Vergleich zu anderen Studien. Insgesamt gesehen haben die Werte dieser Untersuchung daher eine hohe Aussagekraft.

5.3.2 Acker-Samenbank

Untersuchungen zur Acker-Samenbank, welche das im Ackerboden befindliche Samenpotenzial umfasst, wurden anhand von 5 Studien mit insgesamt 21 Vergleichspaaren ausgewertet. Alle ökologischen Varianten wiesen höhere mittlere Artenzahlen auf (Abbildung 5.3). Der Median lag bei 61 % und die Werte wiesen eine relativ geringe Streuung auf.

Abbildung 5.3 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl der Acker-Samenbank



Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %).
Mittlere Artenzahl (n = 12)

Quelle: Eigene Darstellung

Bei 83 % der Vergleichspaare wurde anhand der 20 %-Grenze ein positiver Effekt der ökologischen Landwirtschaft auf die mittlere Artenzahl festgestellt mit einem hohen Anteil an signifikanten Ergebnissen (Tabelle 5.3). Zwei Vergleichspaare zeigten keine Unterschiede in der Bewirtschaftung. Bei der mittleren Abundanz waren signifikant positive Effekte der ökologischen Bewirtschaftung bei allen Vergleichspaaren feststellbar. Die Auswertung anhand des dreifachen Standardfehlers (3 SE) ergab keine Unterschiede im Vergleich zur 20 %-Grenze.

Tabelle 5.3 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Acker-Samenbank im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
				Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Acker-Samenbank	Artenzahl	Mittel	5	10 (9)	2 (2)	0 (0)	83% 17%
		Gesamt	2	2 (0)	1 (0)	0 (0)	67% 33%
	Abundanz	Mittel	2	6 (6)	0 (0)	0 (0)	100%

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

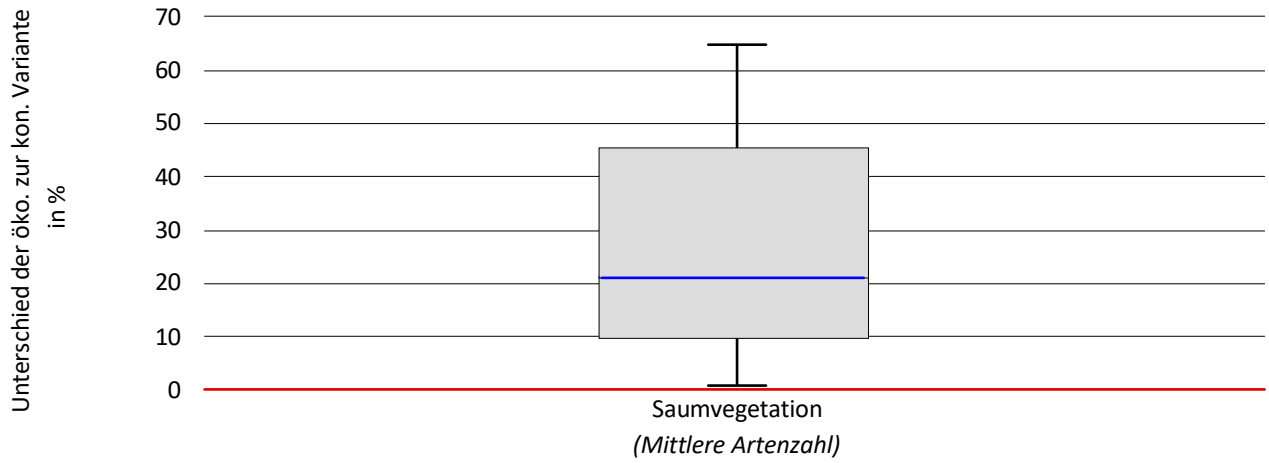
Quelle: Eigene Auswertung

Die Ergebnisse zur Samenbank korrespondieren mit den Ergebnissen zur Ackerflora. Generell ist bei der Betrachtung der Flora zu berücksichtigen, dass das Fehlen bestimmter Arten nicht unbedingt mit der aktuellen Bewirtschaftung zusammenhängt. Auch Faktoren wie der regionale Artenpool, Ausbreitungspotenziale und die Schlaghistorie (z.B. Erschöpfung des Samenspeichers durch vorhergehende intensive konventionelle Bewirtschaftung) können einen entscheidenden Einfluss auf das Artenspektrum haben (Lang et al., 2016; Rotchés-Ribalta et al., 2015).

5.3.3 Saumvegetation

Die Saumvegetation beinhaltet Pflanzenarten am Ackerrand, die außerhalb der Produktionsfläche vorkommen. Insgesamt wurden 8 Studien mit 16 Vergleichspaaren ausgewertet. Abbildung 5.4 zeigt die prozentuale Abweichung der mittleren Artenzahl zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung. In allen Fällen war die mittlere Artenzahl unter ökologischer Bewirtschaftung höher. Der Median lag bei +21 %.

Abbildung 5.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl der Saumvegetation



Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %) Mittlere Artenzahl (n = 14), Extremwert: 689 % (o. Darst)

Quelle: Eigene Darstellung

Die Klassifikation anhand der 20 %-Grenze und unter Berücksichtigung der Signifikanzangaben in den Studien ergab in 71 % der Fälle eine höhere mittlere Artenzahl in den ökologischen Varianten (Tabelle 5.4). Diese waren in 90 % der Fälle signifikant. Negative Effekte durch die ökologische Bewirtschaftung traten weder bei der mittleren Artenzahl noch der Abundanz auf. Zur mittleren Abundanz lagen 2 Vergleichspaare mit signifikant höheren Werten in der ökologischen Variante vor. Die Ergebnisse zeigen die positiven Effekte des Ökolandbaus auf die Arten- und Individuenzahlen der Saumvegetation, auch wenn die Anzahl an Vergleichsstudien gering ist. Die Auswertung anhand des dreifachen Standardfehlers (3 SE) ergab keine Unterschiede im Vergleich zur 20 %-Grenze.

Tabelle 5.4 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Saumvegetation im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
				Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Saum-vegetation	Artenzahl	Mittel	8	10 (9)	4 (0)	0 (0)	71%			29%	
	Abundanz	Mittel	1	2 (2)	0 (0)	0 (0)	100%				

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

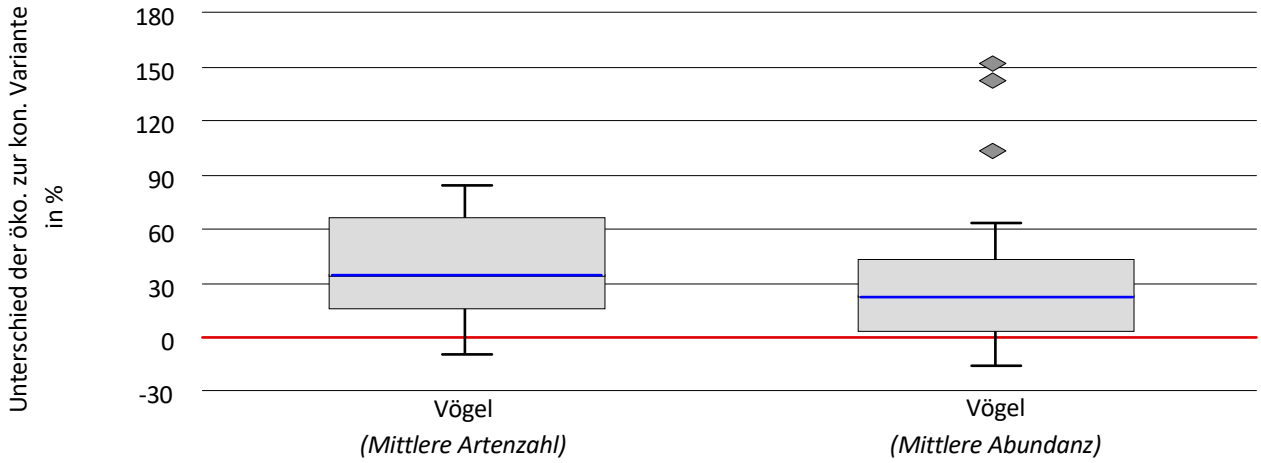
Quelle: Eigene Auswertung

In den Untersuchungen zur Saumvegetation waren die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen tendenziell etwas geringer als bei Untersuchungen auf dem Acker. Noch mehr als für den Ackerrand (s.o.) gilt hier, dass die Einflüsse der Ackerbewirtschaftung am Rand bzw. außerhalb der unmittelbaren Produktionsfläche geringer sind als auf dem Feld. Es ist trotzdem bemerkenswert, dass überwiegend signifikant positive Effekte des Ökolandbaus festgestellt wurden, was belegt, dass die konventionelle Landwirtschaft auch negative Effekte auf die Begleitbiotope in der Landschaft ausübt.

5.3.4 Vögel

Die Auswertung zu den Vögeln erfolgte anhand von 18 Studien mit 57 Vergleichspaaren. Darin enthalten waren 6 Studien mit 10 Vergleichspaaren zur Feldlerche, die separat ausgewertet wurden. Für die mittlere Artenzahl bei den Vögeln (n = 16) ergab sich eine Spanne von - 9 bis 85 %, der Median lag bei 35 % (Abbildung 5.5). Auch die mittlere Abundanz der Vögel (n = 20) wies eine große Variation auf, der Median lag bei 24 %. Nur bei 4 Vergleichspaaren ergaben sich negative Abweichungen, d.h. die Werte für die Artenzahl und Abundanz lagen bei konventioneller Bewirtschaftung höher.

Abbildung 5.5 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl und Abundanz der Vögel



Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon Variante = 0 %), Mittlere Artenzahl (n = 16) und mittlere Abundanz (n = 20)

Quelle: Eigene Darstellung

Bei Berücksichtigung der Signifikanzangaben in den Studien sowie der 20 %-Grenze waren die mittlere Artenzahl und die Gesamtartenzahl in rund 70 % der Fälle bei ökologischer Bewirtschaftung höher als in der konventionellen Variante (Tabelle 5.5). Für die mittlere Abundanz zeigte sich ein heterogeneres Bild. Hier wies die Hälfte der untersuchten Vergleichspaare einen signifikant positiven Effekt der ökologischen Bewirtschaftung auf. Für die Feldlerche ergab sich ein ähnliches Bild, die Ergebnisse zur Gesamtabundanz sind jedoch vor dem Hintergrund der geringen

Anzahl an Studien und Vergleichspaaren zu interpretieren. Bei keinem Vergleichspaar wurde ein negativer Effekt für die ökologische Bewirtschaftung festgestellt. Bei den Vergleichsuntersuchungen zu den Vögeln ergaben sich keine Unterschiede in der Bewertung anhand der 20 %-Grenze und der 3 SE-Auswertung.

Tabelle 5.5 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Vögel im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
				Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Vögel	Artenzahl	Mittel	10	11 (11)	5 (0)	0 (0)	69% 31%
		Gesamt	7	5 (1)	2 (0)	0 (0)	71% 29%
	Abundanz	Mittel	11	10 (10)	10 (0)	0 (0)	50% 50%
		Gesamt	3	1 (0)	3 (0)	0 (0)	25% 75%
Feldlerche	Abundanz	Mittel	4	4 (4)	4 (0)	0 (0)	50% 50%
		Gesamt	2	2 (0)	0 (0)	0 (0)	100%

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die Ergebnisse zu den Vögeln bestätigen die Aussagen früherer Reviews und Metastudien, nach denen der ökologische Landbau im Vergleich zum konventionellen einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt und Abundanz hat (Kapitel 5.2.2). Allerdings zeigte auch ein größerer Teil der Vergleichspaare entsprechend der 20 %igen Klassifizierung keine Unterschiede bei der Artenzahl und Abundanz. Eine Erklärung dafür kann sein, dass Vögel als mobile Artengruppe mit größerem Aktionsraum flexibel reagieren können. Als Beispiel sei die Schafstelze genannt, die sich bei der Nahrungssuche für die Nestlinge bis zu 1000 m vom Neststandort entfernen kann (Südbeck et al., 2005). Die Art kann also in einem Acker brüten und für die Nahrungssuche Grünland oder Ränder von Nassstellen in der Umgebung aufsuchen, womit die direkten Einflüsse einer Intensivbewirtschaftung auf dem Acker abgefedert werden. Durch die räumlich flexiblere Nutzung entsteht auch ein methodisches Problem beim Vergleich von Landnutzungssystemen, da die isolierte Betrachtung ökologisch bzw. konventionell genutzter Habitate in der Praxis schwerer zu realisieren ist als bei der ortskonstanten Flora oder bei Insekten mit kleinerem Aktionsradius.

Ein weiteres methodisches Problem entsteht dadurch, dass viele wildlebende Tierarten der Agrarlandschaft die bewirtschafteten Flächen nur als Teilhabitat nutzen und zu einem mehr oder weniger großen Anteil sowohl auf die Quantität als auch auf die Qualität von Landschaftselementen (z.B. Hecken) angewiesen sind. Einige Untersuchungen berücksichtigen dies (z.B. Batáry et al., 2010; Gabriel et al., 2010; Winqvist et al., 2012), indem Landschaftsstrukturen mit erfasst werden

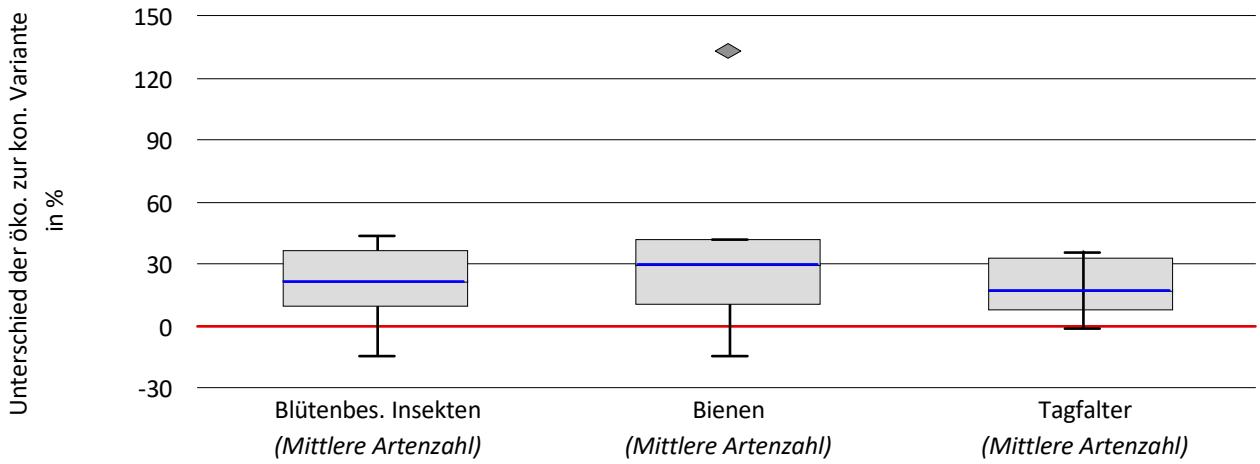
und entweder in die Auswertung multifaktoriell mit einfließen oder von vorneherein Vergleichsbetriebe in ähnlichen Landschaften ausgesucht werden. Aus Sicht der Praxis und der oftmals spezifischen Habitatansprüche der einzelnen Vogelarten ist jedoch zu bezweifeln, dass dies immer erfolgreich gelingt und zu wirklich "gleichen" Bedingungen führt. Als Beispiel sei die Untersuchung von Gabriel et al. (2010) genannt, in der die Untersuchungsflächen nach der Analyse von 30 verschiedenen Landschaftsvariablen ausgewählt wurden. Trotzdem wurden in der Diskussion Unterschiede in der Landschaftsstruktur als wahrscheinliche Ursache für die verschiedene Vogelbesiedlung der Vergleichsflächen angeführt. In der Untersuchung von Freemark & Kirk (2001) trugen die Landschaftsstruktur („local habitat“, z.B. Hecken, Waldanteil, Verteilung von Winter- und Sommerkulturen, Anteil Grasland) und das Bewirtschaftungssystem (ökologisch/ konventionell) ungefähr zu gleichen Teilen zur Variation der Vogelbestände bei.

Für die Feldlerche deutet sich, vorbehaltlich der geringen Anzahl an Studien, eine stärker positive Reaktion auf den ökologischen Landbau an. Diese Offenlandart hat ihren Hauptlebensraum auf Feldern und insbesondere auf Ackerschlägen. Sie bevorzugt größere Schläge (Geiger, 2011, zit. in Winqvist et al., 2012) und wird damit weniger von Landschaftsstrukturen beeinflusst als andere Feldvögel, reagiert aber unmittelbarer auf Veränderungen in der Bewirtschaftung (Kragten & de Snoo, 2008; Marja et al., 2014; Joest, 2018). Generell ist im Zusammenhang mit den Ergebnissen zur Ackerflora anzunehmen, dass die Feldlerche und andere Feldvogelarten in hohem Maße auch positiv auf eine gut ausgebildete Ackerwildkrautflora reagieren (Nistplatz und Nahrungsgrundlage für Insekten), die im Ökolandbau deutlich besser ausgeprägt ist (vgl. Kapitel 5.3.1).

5.3.5 Insekten

Insgesamt wurden 21 Studien mit 108 Vergleichspaaren ausgewertet, die die Vorkommen von ausgewählten, blütenbesuchenden Insektengruppen (Wildbienen inkl. Hummeln, Honigbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Florfliegen) auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen vergleichend untersucht haben. Bei den Insekten insgesamt lag der Median bezogen auf die mittlere Artenzahl bei 23 % (Abbildung 5.6). Die Minimum- und Maximum-Werte lagen bei -14 % und 44 %. Separat betrachtet wies die Gruppe der Bienen (Wild- und Honigbienen) einen Median von 30 % mit einer hohen Spannweite von - 14 bis 592 % auf. Bei den Tagfaltern lag der Median bei 18 % mit deutlich geringerer Variation aller Werte.

Abbildung 5.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Artenzahl blütenbesuchender Insekten

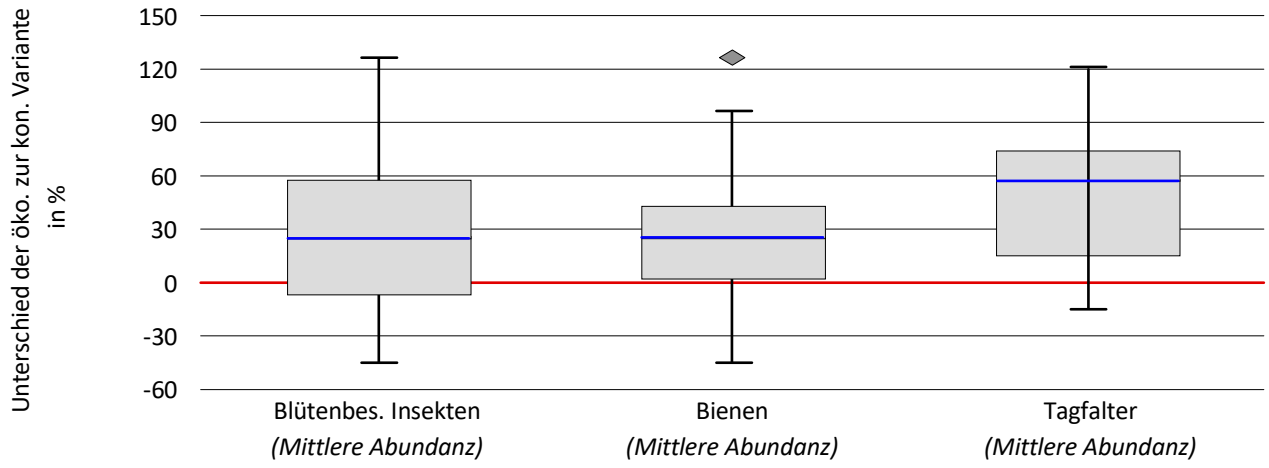


Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %). Mittlere Artenzahl für blütenbesuchende Insekten (n = 37) bzw. separat für Bienen (Wild- und Honigbienen, n = 21) sowie Tagfalter (n = 9); Extremwerte: Blütenbesuchende Insekten 133 bis 4.880 %; Bienen 149 bis 592 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Bei der mittleren Abundanz (Abbildung 5.7) ergab sich für die Insekten mit 64 Vergleichspaaren und separat betrachtet für die Bienen (35 Vergleichspaare) ein ähnliches Bild wie für die mittlere Artenzahl. Die Mediane lagen bei 26 bzw. 27 %. Bei alleiniger Betrachtung der Wild- und Honigbienen wiesen die Werte eine Spanne von -44 % bis +603 % auf. Bei den Tagfaltern (15 Vergleichspaare) lag der Median mit 59 % höher als bei den Bienen (27 %) mit einer Variation von -15 bis +122 %. Die mittlere Abundanz zeigte im Vergleich zur mittleren Artenzahl bei allen Artengruppen eine höhere Streuung der Werte (vgl. Abbildung 5.6).

Abbildung 5.7 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Abundanz blütenbesuchender Insekten

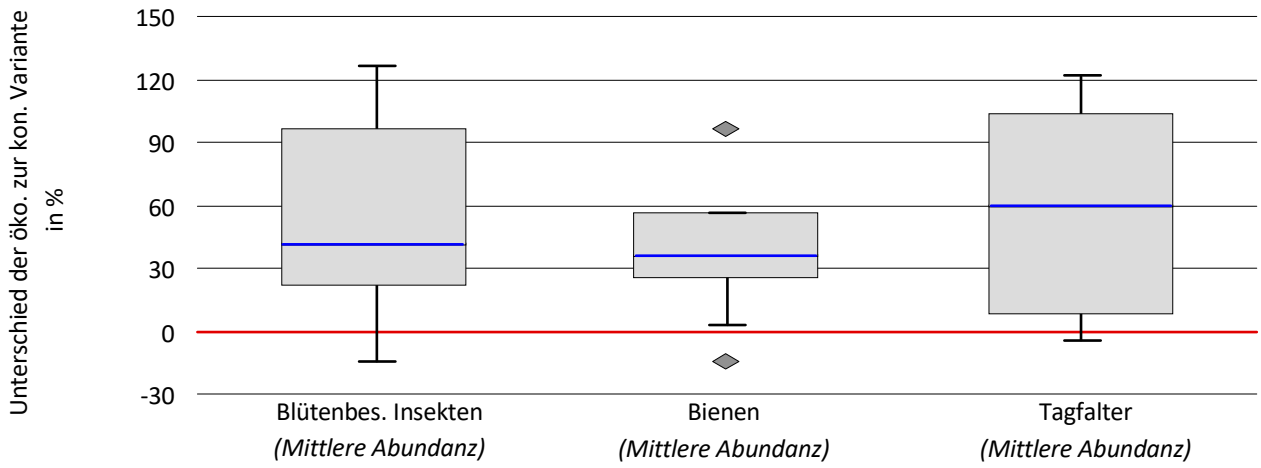


Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %). Mittlere Abundanz für blütenbesuchende Insekten (n = 64) bzw. separat für Bienen (Wild- und Honigbienen, n = 35) sowie Tagfalter (n = 15); Extremwerte: Blütenbesuchende Insekten 370 bis 38.200 %; Bienen 370 bis 603 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 5.8 zeigt die Auswertung für die mittlere Abundanz der Insekten ohne Berücksichtigung der Ergebnisse aus der Studie von Gabriel et al. (2010). Diese hatte mit insgesamt 32 in die Auswertung eingehenden Vergleichspaaren einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Ohne diese Daten lag der Median mit 42 % um 16 % höher. Diese Veränderung betraf maßgeblich die Gruppe der Wild- und Honigbienen, bei den Tagfaltern war kaum ein Effekt feststellbar. Die Boxplot-Darstellung bei den Tagfaltern erfolgt aus Gründen der Vergleichbarkeit zu Abbildung 5.7, obwohl nur 7 Vergleichspaare vorlagen. Bedeutsam ist, dass insgesamt nur noch 2 Vergleichspaare negative Abweichungen zeigten, bei allen anderen war die mittlere Abundanz der ökologischen Varianten größer als bei den konventionellen.

Abbildung 5.8 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der mittleren Abundanz blütenbesuchender Insekten, ohne Ergebnisse von Gabriel et al. (2010)



Positive Werte zeigen eine erhöhte Artenvielfalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0 %). Mittlere Abundanz für blütenbesuchende Insekten (n = 32) bzw. separat für Bienen (Wild- und Honigbienen, n = 19) sowie Tagfalter (n = 7); Extremwerte: Blütenbesuchende Insekten 370 bis 38.200 %; Bienen 127 bis 603 % (o. Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Bei den Insekten wiesen unter Berücksichtigung der Signifikanzangaben in den Studien sowie der 20 %-Grenze 41 % der Vergleichspaare höhere mittlere Artenzahlen in der ökologischen Variante auf, negative Effekte der ökologischen Bewirtschaftung traten nicht auf (Tabelle 5.6). Bei der mittleren Abundanz wiesen 42 % der Vergleichspaare einen positiven Effekt des ökologischen Landbaus auf, bei 17 % der Vergleichspaare war der Effekt negativ. Es zeigte sich jedoch, dass dieser negative Effekt nur auf einer Studie (Gabriel et al., 2010) beruhte (s.o.).

Bei der separaten Auswertung der Wild- und Honigbienen lagen die Werte in ähnlichen Größenordnungen, was die Artenzahl und Abundanz betraf. Ohne Einbeziehung der Daten aus der Studie von Gabriel et al. (2010) ergaben sich keine negativen Effekte (Tabelle 5.6). Bei den Tagfaltern lagen auch in der Studie von Gabriel et al. (2010) die Werte der ökologischen Varianten höher als in den konventionellen. Insgesamt zeigte sich bei separater Betrachtung der Tagfalter, dass bei

73 % der Vergleichspaare positive Effekte der ökologischen Bewirtschaftung auf die mittlere Abundanz vorlagen. Hinsichtlich der mittleren Artenzahl war dieser Effekt weniger stark ausgeprägt. Insgesamt 4 von 9 Vergleichspaaren (44 %) wurden der Kategorie Öko + zugeordnet. 5 Vergleichspaare zeigten keinen Unterschied zwischen den Bewirtschaftungsvarianten.

In den Studien zu den Insekten lagen bei 53 Vergleichspaaren keine Signifikanzangaben vor, jedoch waren Angaben zum Standardfehler bei 48 Vergleichspaaren gegeben. Davon stammten allein 32 Vergleichspaare aus der Studie von Gabriel et al. (2010). Die Bewertung anhand der 3 SE-Einstufung ergab, dass ein größerer Anteil an Vergleichspaaren der Kategorie Öko= zugeordnet wurde bzw. nur noch ein Vergleichspaar der Kategorie Öko- entsprach.

Tabelle 5.6 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz blütenbesuchender Insekten im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
				Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Blütenbesuchende Insekten	Artenzahl	Mittel	18	15 (11)	22 (0)	0 (0)	41% / 59%
		Gesamt	5	6 (1)	1 (0)	0 (0)	86% / 14%
	Abundanz	Mittel [a]	16	27 (13)	26 (0)	11 (0)	42% / 41% / 17%
		Mittel [b]	15	16 (13)	16 (0)	0 (0)	50% / 50%
Wild- und Honigbienen	Artenzahl	Mittel	10	9 (7)	12 (0)	0 (0)	43% / 57%
		Gesamt	1	2 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
	Abundanz	Mittel [a]	10	13 (7)	18 (0)	4 (0)	37% / 52% / 11%
		Mittel [b]	9	8 (7)	11 (0)	0 (0)	42% / 58%
Tagfalter	Artenzahl	Mittel	6	4 (2)	5 (0)	0 (0)	44% / 56%
		Gesamt	1	0 (0)	1 (0)	0 (0)	100%
	Abundanz	Mittel [a]	6	11 (4)	4 (0)	0 (0)	73% / 27%
		Mittel [b]	5	5 (4)	2 (0)	0 (0)	71% / 29%

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.
[a)] Mit Daten aus Gabriel et al. (2010)
[b)] Ohne Daten aus Gabriel et al. (2010)

Quelle: Eigene Auswertung

Der positive Einfluss der ökologischen Landwirtschaft auf die Artenvielfalt und Abundanz der ausgewählten Insektengruppen konnte anhand der vorliegenden Studie im Einklang mit den Aussagen früherer Reviews und Metastudien belegt werden (vgl. Kap. 5.2.2). Wesentlich ist, dass nur in

einer Studie mit 32 Vergleichspaaren negative Effekte durch ökologische Bewirtschaftung anhand der gewählten 20 %igen Abweichung auftraten (Tabelle 5.6, vgl. Abundanz Mittel[a] und Mittel[b]). Maßgeblichen Einfluss auf die hohe Streuung der Werte hatte bei den Insekten die Gruppe der Wild- und Honigbienen. Wildbienen (inkl. Hummeln) sollten einerseits auf das bessere Blütenangebot im ökologischen Landbau reagieren, sind aber andererseits in hohem Maße abhängig von geeigneten Nistsubstraten in Offenlandbiotopen ohne Bodenumbruch (z.B. Happe et al., 2018). Viele Arten benötigen naturnahe Begleitbiotope wie magere Säume. Wenn diese Requisiten in der Landschaft nicht ausreichend vorhanden sind, sind gerade bei der mittleren Abundanz keine großen Effekte durch das Anbausystem zu erwarten. Andernfalls kann die Bedeutung des ökologischen Landbaus lokal sehr hoch sein. So wiesen Holzschuh et al. (2008) eine Steigerung der Abundanz von 60 % bei solitären Bienen und von 150 % bei Hummeln auf Brachestreifen nach, die von einem hohen Anteil ökologisch bewirtschafteter Felder umgeben waren.

Vor allem in Verbindung mit einem geringen Untersuchungsumfang können Landschaftseffekte die Wirkungen des Anbausystems stark überlagern. Dies ist z.B. im Falle der Studie von Power & Stout (2011) zu vermuten, aus der u.a. ein Negativwert (-13,7 %) für die Artenzahl von Bienen am Feldrand ermittelt wurde. Die Gesamtanzahl aller erfassten Individuen von Wildbienen (ohne Hummeln) in dieser Untersuchung betrug lediglich 8 (3 Arten). Bei der Darstellung für die Bienen flossen demnach hauptsächlich die zahlenmäßig gut vertretenen Hummeln (5 Arten) und die Honigbiene ein. Dagegen bestimmten Happe et al. (2018) über 1900 Wildbienen und 81 Bienenarten (inkl. Hummeln) und schlossen die Honigbiene von der Analyse aus.

Auffällig hohe Abweichungen zugunsten der ökologischen Varianten traten in den Ergebnissen der Studie von Krauss et al. (2011) auf. Dies betraf sowohl die mittleren Artenzahlen als auch insbesondere die mittlere Abundanz. In der Studie wurden je 15 konventionell bzw. ökologisch bewirtschaftete Triticale-Felder in Süddeutschland untersucht. Die dort behandelten Artengruppen haben einen engen Bezug zur Landwirtschaft (Ackerflora, blütenbesuchende Insekten, getreidebewohnende Blattläuse und deren natürlichen Feinde). Es wurden ausschließlich Felder untersucht, keine Säume und sonstigen Biotope. Die Untersuchung fokussiert somit auf den unmittelbaren Einflussbereich der Landbewirtschaftung. Aufgrund der hohen Standardisierung und Anzahl von Wiederholungen erscheinen die Ergebnisse gut belegt. Bemerkenswert an dieser Untersuchung ist auch die Feststellung, dass das Räuber-Beute-Verhältnis auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen um ein Vielfaches höher war. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Bengtsson et al. (2005) und wird damit erklärt, dass durch die Pestizidanwendungen nicht nur die Schadinsekten, sondern auch in hohem Maße deren Räuber reduziert werden.

Auch die Mobilität von Insekten kann in Einzelfällen die Ergebnisse beeinflussen. So stellten Gabriel et al. (2010) bei Schwebfliegen größere Dichten der Larven auf Ökobetrieben fest, gleichzeitig waren die adulten Schwebfliegen aber häufiger auf konventionell bewirtschafteten Äckern. Die Autoren vermuten, dass die adulten Schwebfliegen von Ökobetrieben auch auf benachbarte konventionelle Ackerflächen fliegen.

Die Einzelergebnisse variieren sehr stark in der Studie von Gabriel et al. (2010). Im Vergleich mit der oben genannten Studie von Krauss et al. (2011) kann dies durch die Heterogenität der Untersuchungsflächen erklärt werden. Es wurden sowohl die landwirtschaftlichen Nutzflächen als auch angrenzende Säume untersucht. Zu berücksichtigen ist vor allem, dass einige Artengruppen (Tagfalter, Wild- und Honigbienen) stark von Begleitstrukturen (Säume) und deren Ausbildung abhängig sind. In Anbetracht der hohen strukturellen Heterogenität von Begleitstrukturen in der Landschaft ist eine exakte Vergleichbarkeit der Untersuchungspaare hier schwerer zu gewährleisten, als wenn die Anbaukultur separat betrachtet wird. Bemerkenswert ist die Aussage in der Studie von Gabriel et al. (2010), dass in Landschaften mit einem allgemein hohen Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen auch die Artenvielfalt auf konventionellen Betrieben relativ erhöht ist. Dies bedeutet, dass die ökologische Bewirtschaftung einen positiven Effekt nicht nur im Rahmen der eigentlichen Produktionsfläche, sondern auch auf die umgebende Landschaft hat. Wenn jedoch der Anteil von naturnahen Lebensräumen in der Landschaft sehr hoch ist, ist der Effekt des Ökolandbaus vergleichsweise geringer (Rundlöf et al., 2008; Rundlöf & Smith, 2006).

Zusammenfassend ist für die in der Studie ausgewählten Insektengruppen festzustellen, dass die im Vergleich zur Flora schwächere Reaktion auf den ökologischen Landbau bzw. die stärkere Variation der Effekte möglicherweise zu einem wesentlichen Teil auf die Abhängigkeit vieler Insekten von der Landschaftsstruktur bzw. von Begleitbiotopen - vor allem bei Reproduktion und Überwinterung - zurückgeht. Diese Abhängigkeit kann die Effekte der Landnutzung stark überlagern (Pfiffner et al., 2001; Tscharntke et al., 2005; Holzschuh et al., 2007; Holzschuh et al., 2010; Winqvist et al., 2012). Zur hohen Streuung in den Ergebnissen zur Abundanz der Insekten können auch die allgemein hohen Abundanzschwankungen bei Insekten beitragen, die standardisierte Vergleichsuntersuchungen erschweren. Zudem können asynchron verlaufende Schwankungen in verschiedenen Untersuchungsgebieten die Ergebnisse stark beeinflussen.

5.4 Resümee und weitere Überlegungen

5.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

In der vorliegenden Studie wurden die Wirkungen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft auf ausgewählte Artengruppen aus den Bereichen Flora (Ackerflora inklusive Samenbank und Saumvegetation) und Fauna (Vögel und blütenbesuchende Insekten (Wildbienen inkl. Hummeln, Honigbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Florfliegen)) analysiert. Mit Fokus auf die Indikatoren Artenzahl und Abundanz erfolgte die Auswertung von 75 Studien mit 312 Vergleichspaaren aus 26 Ländern entsprechend definierter Selektionskriterien und quantitativer Auswertungsverfahren (siehe Kapitel 2).

Bei 192 (62 %) Vergleichspaaren wurden in den Studien Signifikanzen angegeben. Durch ökologische Bewirtschaftung ergaben sich bei 137 (71 %) der 192 Vergleichspaare signifikant positive Effekte, bei knapp der Hälfte dieser Vergleichspaare (45 %) waren diese Unterschiede hoch signi-

fikant. In keiner Studie mit Signifikanzangaben wurden signifikant negative Auswirkungen der ökologischen Bewirtschaftung ermittelt.

Die Ergebnisse übertreffen die Aussagen bisheriger Reviews und Metastudien hinsichtlich der positiven Wirkung des ökologischen Landbaus zum Teil. Bei Gesamtbetrachtung der 45 Studien mit 147 Vergleichspaaren zur **Flora** zeigte sich, dass je nach Indikator 86 - 100 % der Vergleichspaare eine höhere Artenzahl und Abundanz zugunsten der ökologischen Variante aufwiesen (Tabelle 5.7). Bei nur einem Vergleichspaar zur **Ackerflora**, bei der im konventionellen System sehr extensiv gewirtschaftet wurde, wich die mittlere Artenzahl um mehr als 20 % zugunsten der konventionellen Variante ab. Die positiven Auswirkungen der ökologischen Bewirtschaftung auf die Ackerwildkräuter sind im Vergleich der analysierten Artengruppen am deutlichsten. Dies kann auf die unmittelbaren Einflüsse von Herbiziden auf die Ackerflora zurückgeführt werden. Die Effekte im Ackerinneren sind gemäß der Hypothese und im Einklang mit anderen Literaturstudien deutlich stärker ausgeprägt als am Ackerrand. Auch in Bezug auf die Arten- und Individuenzahlen bei den Vergleichsuntersuchungen zur **Acker-Samenbank** und der **Saumvegetation** war der positive Einfluss des ökologischen Landbaus eindeutig nachweisbar.

Die Auswertung der 36 Studien mit 165 Vergleichspaaren zur **Fauna** ergab ein differenziertes Bild (Tabelle 5.7). Über alle Indikatoren betrachtet lagen bei 45 - 79 % der Vergleichspaare die Werte in den ökologischen Varianten höher. Gemäß den Erwartungen ergab sich ein höherer Anteil von Studien, in denen kein Effekt des ökologischen Landbaus nachgewiesen werden konnte. Bei 12 % der untersuchten Vergleichspaare lag die mittlere Abundanz in der ökologischen Variante niedriger im Vergleich zur konventionellen. Ausschlaggebend hierfür waren die Ergebnisse einer Studie. In Bezug auf die **Vögel** waren keine negativen Effekte der ökologischen Bewirtschaftung feststellbar. Die ausschließlich positiven Effekte der ökologischen Bewirtschaftung auf die Gesamtabundanz sind vor dem Hintergrund der geringen Anzahl an Studien und Vergleichspaare zu betrachten. Positive Effekte der ökologischen Bewirtschaftung konnten auch für die ausgewählten **Insekten**gruppen bestätigt werden. Die blütenbesuchenden Insekten zeigten im Vergleich zu den übrigen hier behandelten Artengruppen keine so eindeutige Reaktion. Gründe für die heterogenen Ergebnisse bei den Insekten können auch methodisch bedingt sein.

Über alle Artengruppen (Flora und Fauna) betrachtet (75 Studien mit 312 Vergleichspaaren) wiesen 73 bzw. 81 % der ausgewerteten Vergleichspaare eine höhere Artenzahl (Mittel und Gesamt) in der ökologischen Variante auf (entsprechend der Signifikanzgaben oder 20 %-Grenze, ohne Darst.). In Bezug auf die Abundanz (Mittel und Gesamt) zeigten 52 bzw. 70 % der Vergleichspaare einen positiven Effekt der ökologischen Bewirtschaftung. Rund 10 % der Vergleichspaare wiesen, bedingt durch die Ergebnisse einer Studie bei der Fauna, eine geringere mittlere Abundanz bei der ökologischen Variante aufgrund der 20 %igen Einstufung auf. Bei der mittleren Artenzahl betraf dies nur ein Vergleichspaar in einer Studie zur Flora (0,6 %). Das methodische Vorgehen im Paarvergleich, ab einer Abweichung von 20 % relevante Unterschiede in den Ergebnissen anzunehmen, erwies sich als weitgehend konsistent mit den statistischen Angaben in den Studien.

Über alle Artengruppen und Indikatoren betrachtet lag beim Vergleich zwischen der 20 %igen Klassifizierung und den Signifikanzangaben in den Studien eine 80 %ige Übereinstimmung vor.

Tabelle 5.7 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Artenzahl und Abundanz der Flora und Fauna im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

			Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
				Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Flora	Artenzahl	Mittel	45	89 (70)	15 (0)	1 (0)	85% 14%
		Gesamt		19 (2)	4 (0)	0 (0)	83% 17%
	Abundanz	Mittel		15 (11)	0 (0)	0 (0)	100%
		Gesamt		4 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Fauna	Artenzahl	Mittel	36	26 (22)	27 (0)	0 (0)	49% 51%
		Gesamt		11 (2)	3 (0)	0 (0)	79% 21%
	Abundanz	Mittel		41 (27)	40 (0)	11 (0)	45% 43% 12%
		Gesamt		3 (0)	3 (0)	0 (0)	50% 50%

Öko + Höhere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Artenzahl und Abundanz in der ökologischen Landwirtschaft (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, dass der ökologische Landbau eine hohe Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt hat. Die Variation der Ergebnisse ist je nach Artengruppe unterschiedlich hoch. Dabei spielen neben methodischen Schwierigkeiten vor allem auch die Untersuchungsebene (Mittelwerte für Plots versus Gesamtwerte für Landschaftsausschnitte) eine entscheidende Rolle.

Einordnung der Ergebnisse

Die Bandbreite der Ergebnisse für den Vergleich von ökologischem und konventionellem Landbau ist vor dem Hintergrund zu sehen, dass in den Studien eine Vielzahl verschiedener Situationen in Bezug auf die Ausstattung der Landschaft, die Intensität der Bewirtschaftungsverfahren auf den Betrieben und die betrachteten Artengruppen abgebildet wird. Dazu kommt, dass das Untersuchungsdesign und die Untersuchungstiefe (methodischer Aufwand) in den Studien sehr verschieden sind.

Bei der Interpretation der beschriebenen Ergebnisse und der Bewertung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Biodiversität ist zu berücksichtigen, dass die Artenvielfalt erheblich von der Landschaftsstruktur abhängt und diese die Effekte der Landnutzung sehr stark überlagern können (Tscharntke et al., 2005; Holzschuh et al., 2007; Holzschuh et

al., 2010; Winqvist et al., 2012). Tscharntke et al. (2005) postulieren deshalb, dass Agrarumweltmaßnahmen vor allem in mittelmäßig strukturierten Landschaften zu einer Erhöhung der Artenvielfalt führen, während in sehr stark ausgeräumten Landschaften der Artenpool nicht mehr vorhanden ist und folglich eine Verbesserung der Lebensbedingungen nicht oder nur sehr langfristig zu einer Wiederbesiedlung führen kann. Im anderen Extrem wird die Artenvielfalt in sehr komplexen Landschaften maßgeblich durch die vielen Landschaftselemente geprägt und ist potenziell nur noch wenig zu steigern (z.B. Rundlöf & Smith, 2006). Vergleichsuntersuchungen innerhalb verschiedener Landschaftstypen werden demnach zwangsläufig zu verschiedenen Ergebnissen hinsichtlich der Wirkung von Landnutzungssystemen führen.

Ein weiterer Effekt der Wirkung von Landschaftsfaktoren ist die schwierige Vergleichbarkeit von Untersuchungsflächen, selbst wenn sie nahe beieinander liegen. Dies ist bei der Auswahl der Untersuchungsflächen zu berücksichtigen und ggf. über statistische Verfahren zu quantifizieren. Es ist aber anzunehmen, dass dies nicht immer vollständig gelingt, vor allem wenn Artengruppen mit teilweise spezifischen Ansprüchen untersucht werden.

Die positive Wirkung des Ökolandbaus hängt auch von der Isolation der ökologisch bewirtschafteten Flächen ab (z.B. Brittain et al., 2010). Untersuchungen, die auf räumlich stark isolierten Ökobetrieben mit weiträumig intensiver Landnutzung in der Umgebung stattfinden, dürften nicht das volle Potenzial des ökologischen Landbaus widerspiegeln, weil die potenziell dort siedelnden Arten nicht einwandern können. Dies gilt ebenso für die Flora auf Böden, in denen das Samenpotenzial nach jahrzehntelanger konventioneller Landwirtschaft verarmt ist. Dort können selbst nach langjähriger ökologischer Bewirtschaftung seltene Arten nicht einwandern (Lang et al., 2016).

Ein weiterer Faktor, der bei standardisierten Vergleichsuntersuchungen bisher kaum berücksichtigt wird, ist die weitere Fruchtfolge und der höhere Anteil von Kleegras im Ökolandbau. In Vergleichsstudien werden in der Regel gleiche Kulturen untersucht. Das bedeutet aber, dass der Einfluss von Kleegras in der Fruchtfolge selten direkt erfasst wird, da konventionell bewirtschaftete Vergleichsflächen nicht vorhanden sind (Döring et al., 2017). Die Kleearten sind z.B. beliebte Nektarpflanzen bei Tagfaltern (Gottwald, 2010b) und Hummeln (Rao & Stephen, 2009). Wenn in den Untersuchungen dieser Artengruppen lediglich Säume untersucht werden, die an Getreidefelder grenzen (z.B. Happe et al., 2018), weil im konventionellen Vergleichsbetrieb nur diese Fruchtart zur Verfügung steht, kann der positive Effekt der Kleegras-Schläge auf die Insekten nicht nachgewiesen werden. Des Weiteren bietet eine höhere Fruchtartenvielfalt, wie sie im ökologischen Landbau häufiger anzutreffen ist als in konventionellen Systemen, vielfältigere Habitate und differenziertere Ertragsniveaus (z.T. auch kleinräumig) und damit ein potenziell besseres Angebot an Nischen für konkurrenzschwache Arten. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Artenvielfalt auf der Betrachtungsebene der gesamten Fruchtfolge im ökologischen Landbau noch höher ausfallen kann als im Vergleich von einzelnen Feldern bzw. Fruchtarten (Hodgson et al., 2010).

5.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der Umweltleistung

Grundsätzlich kann auf Grundlage der Literaturauswertung gefolgert werden, dass der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Herbizide sowie mineralische Stickstoffdünger im ökologischen Landbau gute Voraussetzungen für das Überleben vieler Arten bietet. Gleichzeitig ist damit in der Regel auch ein geringeres Ertragsniveau als unter konventioneller Bewirtschaftung verbunden (Batáry et al., 2017; de Ponti et al., 2012). Intensiv bewirtschaftete Flächen mit hohem Ertragsniveau und den damit verbundenen dichten Beständen sowie dem Einsatz o.a. Produktionsmittel bieten kaum geeignete Habitate (z.B. für Ackerwildkräuter, Feldhasen, Feldvögel) und geringe bis keine Nahrungsgrundlagen für die Aufzucht der Jungtiere aufgrund des Fehlens von Wildkrautsamen und Insekten.

In den ausgewerteten Literaturquellen wird kein direkter Bezug zwischen der Artenvielfalt und dem Ertrag auf der untersuchten Fläche hergestellt. Nur in 3 von 75 Studien wurden Erträge angegeben. In diesen Studien lag der Fokus auf Winterweizen als Vergleichskultur, in einer Studie wurde zusätzlich Mais untersucht. Die Ertragsdifferenz zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung lag im Mittel bei rund 30 % zugunsten der konventionellen Variante. Je nach Standortsituation können die Ertragsunterschiede auch deutlich größer bzw. kleiner sein (de Ponti et al., 2012; Batáry et al., 2017). Auch in diesen Studien wurde kein flächenscharfer Bezug zwischen Ertrag und Artenvielfalt hergestellt. Thies et al. (2010) konnten für die Gruppe der Ackerwildkräuter eine negative Korrelation der Artenvielfalt in Abhängigkeit eines steigenden Winterweizenertrags bei unterschiedlicher Bewirtschaftung schlagbezogen nachweisen. Die Artenvielfalt an Ackerwildpflanzen war in den ökologischen Feldern fast dreimal so hoch wie in den konventionellen, die allerdings deutlich höhere Erträge mit hohem Produktionsmitteleinsatz erbrachten. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass höhere Artenzahlen bei Ackerwildpflanzen nur durch eine drastische Verringerung der Intensität des Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes erreicht werden können, was gleichzeitig zu Ertragseinbußen führt. Viele Ackerwildkräuter sind sehr konkurrenzschwach und können in Mitteleuropa nur auf extensiv bewirtschafteten Äckern überleben. Maßnahmen zur Förderung der Ackerwildkrautflora sind daher nach Thies et al. (2010) auf extensiv bewirtschafteten Standorten deutlich kostensparender als auf Standorten mit hohem Ertragspotenzial. Auch für das Grünland ist bekannt, dass artenreiche Pflanzengesellschaften in der Regel an geringproduktive Standorte bzw. geringe Düngung gekoppelt sind (Vickery et al., 2001).

Viele wildlebende Arten erfordern bestimmte Bodeneigenschaften bzw. haben regionsspezifisch ihren Verbreitungsschwerpunkt, sodass deren Erhalt an spezifische Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen geknüpft ist. Bestimmte Arten (z.B. der stark gefährdete Lämmersalat *Arnoseris minima*) sind auf äußerst ertragsarme Standorte und besonders extensive Formen der Bewirtschaftung angewiesen, die eine rentable Landnutzung nur noch schwer ermöglichen. Der Erhalt solcher Arten kann nur in Kombination mit einer Landnutzung erfolgen, bei der die Höhe des Ertrags nicht prioritär ist. Dies kann auch kleinräumig erfolgen, sodass die Gesamtproduktivität auf dem Betrieb nicht wesentlich beeinträchtigt wird.

Welches Ertragsniveau für eine hohe Artenvielfalt zugrunde zu legen ist, ist nicht eindeutig belegt und muss in Abhängigkeit der Fruchtarten und Artengruppe gesehen werden. Hodgson et al. (2010) untersuchten den Einfluss der ökologischen Bewirtschaftung und des Anteils naturnaher Biotope in einer Landschaft auf die Artenvielfalt und Abundanz von Tagfaltern (´land sparing´ versus ´land sharing´). Sie kommen zu dem Schluss, dass unter Berücksichtigung der Produktivität der Landbewirtschaftung die optimale Artenvielfalt bzw. Abundanz von Tagfaltern auf Landschaftsebene mit verschiedenen Szenarios erreicht werden kann, je nachdem, wie groß die Unterschiede in der Produktivität und Biodiversität zwischen konventionellen und ökologischen Systemen sind und welche naturnahen Biotope im Szenario zugrunde gelegt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass ein geringes Ertragsniveau die Vorteile des ökologischen Landbaus zwar relativieren kann, viele Arten aber gerade auf weniger produktive und landwirtschaftlich genutzte Lebensräume angewiesen sind. Gleichzeitig ist es erforderlich, die vielfältigen Leistungen für die Umwelt und Gesellschaft insgesamt zu berücksichtigen. Eine Bewertung der Biodiversität auf Basis der Erträge ist daher in vielerlei Hinsicht nicht sinnvoll. Aufgrund spezifischer Habitat- und Nahrungsansprüche vieler Arten ist deren Erhalt an landwirtschaftlich genutzte Standorte geknüpft und erfordert eine differenzierte Landnutzung, bei der dem Erreichen eines bestimmten Ertragsniveaus nicht die höchste Priorität beigemessen werden sollte.

5.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Der ökologische Landbau erbringt eine Vielzahl positiver Leistungen für die Biodiversität, was durch die vorliegende Studie belegt werden konnte. Wesentlichen Einfluss darauf hat sicherlich der Systemansatz basierend auf einer optimierten Kreislaufwirtschaft in Bezug auf die Stoff- und Energieflüsse mit flächenabhängiger Tierhaltung und starker Begrenzung externer Produktionsmittel (siehe Kap. 5.2.1). Der steigende ökonomische Druck trägt jedoch auch im Ökolandbau zur Intensivierung bei (z.B. Konzentration auf wenige gut marktfähige Produkte) mit potenziell negativen Effekten auf die Artenvielfalt.

Über die systemimmanenten Leistungen des Ökolandbaus hinaus besteht weiteres Aufwertungspotenzial durch angepasste Anbau- und Nutzungsverfahren. Insbesondere produktionsintegrierte Maßnahmen sind dabei für viele Arten von hoher Bedeutung. Beispiele für integrative Maßnahmen sind ein ‚später Stoppelumbruch' zur Förderung seltener und gefährdeter Ackerwildkräuter (z.B. Ackerschwarzkümmel *Nigella arvensis*), die Anpassung der Mahdregime an den Brutzyklus zum Schutz bodenbrütender Vögel oder die Anlage von Drilllücken in Getreide (Gottwald & Stein-Bachinger, 2016). Diese Maßnahmen können auch kleinflächig in die praxisübliche Bewirtschaftung integriert werden und sind sehr effektiv, wenn sie gezielt an ausgewählten Standorten für bestimmte Zielarten umgesetzt werden (Gottwald & Stein-Bachinger 2018; Gottwald et al., 2017). Sie erfordern in der Regel aber eine zusätzliche Honorierung, da Mehrkosten u.a. durch Ertragsreduktion oder Mehraufwand entstehen (Rühs & Stein-Bachinger, 2018).

Aus den Lebensraumansprüchen vieler Arten und den Studien, die den Landschaftskontext mit berücksichtigen, ist zu folgern, dass die ökologische Bewirtschaftung der Fläche allein nicht ausreicht, um die Artenvielfalt in der Kulturlandschaft insgesamt zu erhalten bzw. zu steigern. Zusätzlich ist ein dem Landschaftstyp angemessener Anteil von Landschaftsstrukturen nötig, die von vielen Arten zumindest als Teillebensraum benötigt werden. Einige spezialisierte Arten benötigen außerdem naturnahe, extensiv gepflegte Begleitbiotope wie Trockenrasen oder nasse Streuwiesen. Landschaftsstrukturen und ihre Qualität hinsichtlich der Wirkung auf die Artenvielfalt sollten in den Richtlinien der ökologischen Landwirtschaft beschrieben werden. Bei Ackerwildkräutern kann aufgrund der Artenverarmung in langjährig intensiv genutzten Landschaften inklusive der Verarmung in der Samenbank eine Wiederansiedlung von seltenen Arten auf Ökobetrieben sinnvoll sein (Lang et al., 2016). Großräumig ökologisch genutzte Landschaften sind als Ziel z.B. für Biosphärenreservate zu definieren. Der positive Effekt der ökologischen Landwirtschaft auf die Artenvielfalt in derartig zusammenhängenden großen Flächen könnte noch deutlich höher sein als bisher erforscht.

Zur effektiven Implementierung von Naturschutzmaßnahmen ist eine fachkundige Beratung sehr wichtig (Oppermann et al., 2018). Wenn die Naturschutzberatung einen vergleichbaren Stellenwert wie die Pflanzenbau- oder Wirtschaftlichkeitsberatung erhalten würde, wäre ein enormer Entwicklungsschub hin zu mehr Artenvielfalt möglich. Das mögliche Spektrum reicht von einfachen Beratungsgesprächen über Naturschutzhoftage (Schertler & Fischinger, 2015) bis hin zu qualifizierten Naturschutzplänen für Betriebe inklusive einer mehrjährigen Begleitung bei der Umsetzung (Gottwald et al., 2017). Außerdem sollte das Schulungsangebot im Bereich Naturschutz für Landwirte, Berater und Behördenvertreter weiter ausgebaut werden. Für mehr Öffentlichkeitswirksamkeit und eine dauerhafte Etablierung des Themas könnten Demonstrationsbetriebe dazu in verschiedenen Regionen Deutschlands eingerichtet werden und im Rahmen von Feldtagen integriert werden. Auch die Etablierung eines neuen Studiengangs zur Ausbildung von Beratern im Hinblick auf Naturschutzthemen wäre ein wichtiger Baustein, um die qualifizierte Beratung in diesem Bereich langfristig sicherzustellen (Oppermann et al., 2018). Zur Steigerung der Effektivität von Agrarumweltmaßnahmen ist es nötig, die wirklich effektiven Maßnahmen zu identifizieren und attraktiv zu gestalten und zu fördern. Darüber hinaus sollten Naturschutzempfehlungen (und ggf. -vorgaben) stärker in den Richtlinien der Anbauverbände berücksichtigt werden. Nicht zuletzt könnte eine verstärkte Kooperation mit dem Handel hilfreich sein, die Naturschutzleistungen der Landwirte zu honorieren (Gottwald & Stein-Bachinger, 2018).

5.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

Aus der Gruppe der Flora sind die Ackerwildkräuter eine der am meisten untersuchten Artengruppen im Rahmen von Vergleichsstudien im landwirtschaftlichen Kontext. Dies zeigte sich auch bei den vorliegenden Auswertungen. Dabei lag der Schwerpunkt auf Untersuchungen zur mittleren Artenzahl. Vergleichsstudien zur Abundanz wurden deutlich seltener durchgeführt. Nur wenige Studien konnten zum Vergleich ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung in Bezug

auf die Acker-Samenbank und Saumvegetation ermittelt werden. Insgesamt kann somit die Datenlage für den Indikator Ackerflora als „gut bis mittel“, für die Indikatoren Acker-Samenbank und Saumvegetation als „gering“ bewertet werden.

Bei den ausgewählten Artengruppen zur Fauna waren die Untersuchungen zur Abundanz häufiger. Vergleichsstudien zu Feldvögeln lagen in geringerem Umfang vor als zu den Insekten, bei denen der Schwerpunkt auf Untersuchungen zu Wild- und Honigbienen lag. Allerdings wurden in der vorliegenden Studie die Käfer bei der Gruppe der Insekten sowie die Spinnen nicht berücksichtigt. Die Datenlage für die Indikatoren der ausgewählten Artengruppen der Fauna kann demnach als „mittel“ eingeschätzt werden. Bei Untersuchungen von Feldvögeln fehlen vor allem Daten, die klar zwischen Arten differenzieren, die unmittelbar auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen leben und Arten, die eher auf Landschaftselemente angewiesen sind. Weiterhin ist der Bruterfolg von Feldvögeln ein sehr wichtiger Parameter für die Habitatqualität, wird aber aufgrund des erforderlichen Zeitaufwandes nur äußerst selten ermittelt.

Die Einflüsse von Standort und Bewirtschaftungsintensität sind äußerst komplex und erfordern z.T. sehr aufwändige und langjährige Untersuchungen. Bei gut der Hälfte der Studien fanden die Untersuchungen nur ein- bis zweijährig bzw. in einzelnen Fruchtarten (häufig in Winterweizen) statt, wodurch u.a. der Effekt der Fruchtfolge auf die Artenvielfalt nicht ausreichend Berücksichtigung findet. Mehrjährige Untersuchungen über gesamte Fruchtfolgen hinweg sollten daher Gegenstand weiterer Forschung sein. Darüber hinaus sollte eine differenziertere Betrachtung der Bewirtschaftungsintensität innerhalb der Bewirtschaftungssysteme, insbesondere in Hinblick auf den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln als wesentliche Einflussfaktoren auf die Biodiversität, vorgenommen werden. In einigen Vergleichsstudien werden Angaben dazu gemacht, die bei zukünftigen Auswertungen stärker berücksichtigt werden sollten. Auch stellt sich die Frage, wie sich die Dauer einer ökologischen Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt auswirkt.

Weiterer Forschungsbedarf im ökologischen Landbau besteht außerdem darin, die Auswirkungen unterschiedlicher Ertragsniveaus auf wildlebende Tier- und Pflanzenarten zu ermitteln, um u.a. Potenziale für Ertragssteigerungen im Einklang mit Biodiversitätszielen effektiv nutzen zu können.

Vermutlich wird der Unterschied zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung generell größer, je größer der potenzielle Unterschied aufgrund der geographischen und edaphischen Artenausstattung ist. Je höher der Ausgangs- bzw. Vergleichswert, desto größer sollte der relative Unterschied zwischen den Systemen sein, wenn man annimmt, dass bei konventioneller Bewirtschaftung nur noch bestimmte tolerante Allerweltsarten übrigbleiben. Diese Hypothese müsste im Detail überprüft werden.

Fragestellungen, die vor allem in neueren Untersuchungen aufgeworfen werden, betreffen den Einfluss des ökologischen Landbaus auf angrenzende Biotope und auf Landschaftsebene. Weiterer Forschungsbedarf besteht zur Klärung der Frage, in welchem Maße die positiven Wirkungen der Bewirtschaftungsverfahren auch auf naturnahe Biotope (Säume, Hecken, Trockenrasen,

Feuchtgebiete) ausstrahlen und inwieweit auf Landschaftsebene eine höhere Biodiversität im Kontext mit einem hohen Anteil ökologischer Anbaufläche vorhanden ist. Dies ist besonders relevant vor dem Hintergrund der Ergebnisse von Hallmann et al. (2017), die vermuten, dass intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen in der Umgebung von naturnahen Biotopen als ´Senken´ fungieren und damit die Populationen dieser Biotope negativ beeinflussen. Im Umkehrschluss stellt sich die Frage, inwieweit die positiven Effekte des ökologischen Landbaus auf die Artenvielfalt in strukturell verarmten Regionen und bei weitgehender Isolation der ökologisch bewirtschafteten Flächen auch auf die umgebende Landschaft wirken können.

6 Klimaschutz

Philipp Weckenbrock, Hannah L. Sanchez-Gellert, Andreas Gattinger

6.1 Hintergrund und Relevanz

Die Minderung der Treibhausgasemissionen (THG) und die Abwendung der dadurch verursachten Erderwärmung und deren weitere Folgen ist eine der größten gegenwärtigen Herausforderung für die Gesellschaft (Rockström et al., 2009). Die Auswirkungen und Folgewirkungen der THG-Emissionen wurden in zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen beschrieben (vgl. beispielsweise Pachauri et al., 2014) und lassen sich wie folgt zusammenfassen: Als direkte Folgen des Temperaturanstiegs kommt es auf der Erde zu einem Rückgang des arktischen Meereises und des antarktischen Eisschildes, die erheblich zur Stabilität des heutigen Klimas beigetragen. Beschleunigt wird diese Entwicklung durch das Auftauen der Permafrostböden und die dadurch bedingte Freisetzung der bisher in den arktischen Torfmooren gebundenen Kohlenstoffmengen (MacDougall et al., 2012). Das geschmolzene Polareis und die Erwärmung der Ozeane bewirken, dass der Meeresspiegel ansteigt. Ferner ändern sich durch die Erderwärmung die Lebensbedingungen für viele Tier- und Pflanzenarten. Von erheblicher Relevanz sind auch die zunehmenden Wetterextreme (Umweltbundesamt, 2018), die durch den Klimawandel häufiger auftreten. Dies betrifft die Dauer und Intensität von Trockenheits- und Niederschlagsperioden, wodurch wiederum die Gefahr von Dürren, Waldbränden und Überschwemmungen steigt.

Die Landwirtschaft ist von dieser Entwicklung in besonderer Weise betroffen. So verändert der Klimawandel die Produktionsbedingungen für das Wachstum der Kulturpflanzen (z. B. durch Starkregen, längere Trockenzeiten, höheren Schädlingsbefall). Sollte sich der Klimawandel weiter fortsetzen, wird befürchtet, dass sich dies auf globaler Ebene negativ auf die Ertragssituation auswirkt (Wheeler & von Braun, 2013). Gleichzeitig werden durch die landwirtschaftliche Produktion erhebliche Mengen an Treibhausgasen emittiert (siehe auch Exkurs: Beitrag der Landwirtschaft zu den THG-Emissionen). Die deutsche Landwirtschaft emittierte 2016 65,2 Mt Kohlendioxid(CO_2)-Äquivalente, was etwa 7,2 % der nationalen THG-Emissionen ausmachte (Umweltbundesamt, 2018). Dabei waren Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden und aus Wiederkäuermägen die beiden wichtigsten THG-Quellen. Auf der anderen Seite kann die Landwirtschaft beispielsweise durch die Rückführung von Wirtschaftsdünger und den Anbau von mehrjährigen Futterleguminosen CO_2 aus der Atmosphäre in Böden einlagern, den Einsatz von synthetischen N-Düngern verringern und dadurch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Gattinger et al., 2012). Landwirtschaftliche Betriebe, die durch geeignete Praktiken THG-Emissionen einsparen und zu einer effektiven Reduktion der Erderwärmung und damit zur Vermeidung öffentlicher Kosten beitragen, erbringen folglich eine gesellschaftliche Leistung. Dabei gilt es auch, mögliche Verlagerungseffekte zu berücksichtigen.

Während die landwirtschaftlichen THG-Emissionen der EU seit Anfang der 1990er Jahre stetig zurückgegangen sind, wird bis 2030 nur noch ein moderater Rückgang erwartet. Um darüber hin-

aus den Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz zu erhöhen, haben sich die EU-Länder darauf verständigt, im Rahmen der europäischen „Effort Sharing Regulation“ (ESR) bis zum Jahr 2030 eine Reduktion der landwirtschaftlichen Nicht-CO_2 Emissionen um 30 % anzustreben (European Commission, 2018). Die Verordnung soll dazu beitragen, dass auch die Landwirtschaft einen wesentlichen Beitrag zur Erfüllung der aus dem Pariser Klimaschutzübereinkommen resultierenden Verpflichtung der EU leistet, die eine Reduzierung der THG-Emissionen um mindestens 40 % bis zum Jahr 2030 gegenüber dem Niveau von 1990 umfasst.

Der deutsche Klimaschutzplan sieht in diesem Zusammenhang vor, dass die Landwirtschaft in Deutschland bis 2050 nur noch ca. 35 Mio. t CO_2-Äquivalente emittiert und damit rund die Hälfte ihrer bisherigen Emissionen einspart. Die direkten THG-Emissionen[13] der deutschen Landwirtschaft belaufen sich aktuell (Referenzjahr 2016) auf 65,2 Mio. t CO_2-Äquivalente, entsprechend 7,2 % der Gesamtemissionen (Umweltbundesamt, 2018). Dabei sind die THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden mit 26,6 Mio. t (40,8 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen) als größte Einzelquelle zu nennen, gefolgt von den THG-Emissionen aus der Tierhaltung (enterische Fermentation) mit 24,5 Mio. t CO_2- Äquivalenten (37,6 %). Das Ziel einer Reduktion um mindestens 40 % gegenüber 1990 soll über die Summe aller im Klimaschutzplan festgelegten Maßnahmen erreicht werden. Mit der im Aktionsprogramm enthaltenen Novelle der Düngeverordnung sowie der Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus soll ein Beitrag von rund 3,6 Millionen Tonnen CO_2-Äquivalente zur Minderung von nicht-energiebedingten Emissionen im Sektor Landwirtschaft geleistet werden (BMUB, 2016). Weitere Ansatzpunkte sind die Verwendung verbesserter Sorten (welche z. B. über größere Wurzelbiomasse zu erhöhter Humusbildung beitragen), erweiterte Fruchtfolgen insbesondere mit mehrjährigen Futterleguminosen (die mehr Kohlenstoff im Wurzelraum anreichern und synthetische N-Dünger ersetzen), die Vermeidung von Schwarzbrachen und die Trockenlegung von Mooren (Freibauer et al., 2004), sowie die Verwendung von organischen Düngern wie Kompost, Gülle oder Festmist.

[13] Direkte Emissionen umfassen jene THG-Emissionen, die durch Aktivitäten in der landwirtschaftlichen Produktion entstehen. Die wichtigsten Emissionspfade stellen dabei die THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung und Tierhaltung dar (Smith et al., 2008).

Exkurs: Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen

Bei den Wiederkäuern vollzieht sich die Methan-Bildung (CH_4) im Pansen, indem die aufgenommene Nahrung durch die Aktivität eines komplexen Mikrobioms aufgeschlossen und damit für die Energiegewinnung und Ernährung der Tiere nutzbar gemacht wird. Ohne diese mikrobielle Lebensgemeinschaft könnten Rinder und die übrigen Wiederkäuer wesentliche Teile der aufgenommenen Pflanzensubstanz nicht verwerten, da ihnen die entsprechenden Enzyme fehlen. Als Nachteil des mikrobiellen Stoffwechsels ist die Bildung von CH_4, CO_2 und Wärme anzusehen, da diese einen direkten Energieverlust für den Wiederkäuer bedeutet (Boguhn, 2004). Eine Reduzierung der CH_4-Produktion wäre demnach nicht nur im Sinne der globalen Klimaentwicklung wünschenswert, sondern würde auch mit einer Senkung des Energieverlustes für das Tier einhergehen. Dabei ist allerdings die Komplexität der Pansenbiologie zu beachten. So leisten z. B. auch die CH_4-bildenden Archaeen einen wichtigen Beitrag zur Entgiftung von Wasserstoff im Pansen (Flachowsky et al., 2003; Boguhn, 2004).

Für den überwiegenden Anteil des in Böden gebildeten Lachgases (N_2O) sind die mikrobiologischen Prozesse *Nitrifikation* und *Denitrifikation* verantwortlich (Firestone & Davidson, 1989). Die Nitrifikation ist die biologische Oxidation von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) durch spezialisierte Bakterien und Archaeen. Die Denitrifikation ist die anaerobe respiratorische Reduktion von Nitrat (NO_3^-) oder Nitrit (NO_2^-) zu den gasförmigen Produkten NO, N_2O oder N_2 (Firestone & Davidson, 1989). Das Endprodukt der Denitrifikation ist molekularer Stickstoff, der aus der Reduktion von N_2O entsteht. N_2O wird bei der Denitrifikation sowohl gebildet als auch verbraucht (Sexstone et al., 1985). Da Nitrifikation und Denitrifikation gleichzeitig auftreten, können sich aerobe und anaerobe Bedingungen innerhalb desselben Bodenaggregats ausbilden. Der Beitrag beider Prozesse zu den N_2O-Freisetzungen wird von Klima- und Standortbedingungen beeinflusst und ist experimentell schwer zu bestimmen (Arah, 1997). Somit reguliert eine Vielzahl von Faktoren die beiden Prozesse, wobei erst die Interaktion dieser Faktoren die Menge und die Raten der freigesetzten Endprodukte bestimmt. Bei einem wassergefüllten Porenvolumen < 60 % ist Nitrifikation, bei > 60 % Denitrifikation der maßgebliche Bildungsprozess von N_2O im Boden (Davidson, 1991). Neben Nitrifikation und Denitrifikation wird auch der Beitrag der Nitrifikanten-Denitrifikation an den N_2O-Emissionen diskutiert (Wrage et al., 2001).

Wichtig ist hierbei zu beachten, dass sich Humusaufbau durch organische Düngung und N_2O-Bildung im Boden negativ beeinflussen können. So wurde in vielen Freiland- und Laborexperimenten eine enge Korrelation zwischen organischem Bodenkohlenstoffgehalt und Lachgas-Emissionen festgestellt (z. B. Krause et al., 2017). Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass gelöste organische Verbindungen aus dem Pool an organischem Bodenkohlenstoff (SOC) den N-Umsatz heterotropher Mikroorganismen bei der Nitrifikation und Denitrifikation stimulieren.

Anders als im Fall von N_2O stellt sich der Sachverhalt bezüglich CH_4 in landwirtschaftlich genutzten Flächen dar. Ackerböden und entwässerte Grünlandstandorte gelten allgemein als Senken für CH_4, was auf Aktivitäten von CH_4 und Ammonium oxidierenden Bodenbakterien zurückzuführen

ist (Conrad, 1996). Kirschke et al. (2013) schätzen die Senkenleistung von Böden für CH_4 auf 30 Tg CH_4-C pro Jahr. Somit werden rund 5 % der globalen CH_4-Emissionen (613 Tg CH_4-C) durch die CH_4-Oxidation in den Böden abgebaut. CH_4-Aufnahme korreliert negativ mit Bodenfeuchte, da diese die Diffusion von atmosphärischem CH_4 in den Boden reguliert (Flessa et al., 1995). Ebenso vermindern hohe N_{min}-Gehalte (Ammonium und Nitrat) im Boden die CH_4-Aufnahme. Ammonium-N vermag die CH_4-Oxidation nicht nur in Ackerböden, sondern auch in Wald-, Grünland- und Nassreisböden so lange zu hemmen, bis der größte Teil des Ammoniums in Nitrat umgesetzt ist. Vermutlich wirkt NH_4-N kompetitiv auf die CH_4-Oxidation von Methanoxidanten, weil das Enzymsystem Methanmonooxygenase dieser Bakterien sowohl CH_4 als auch Ammoniak zu oxidieren vermag (Ottow, 2011). Wenn Böden allerdings mit relativ hohen Stallmistgaben (entsprechend etwa 240 kg N ha^{-1}) gedüngt werden, lässt sich kein negativer N-Einfluss auf die CH_4-Oxidation nachweisen (Willison et al., 1996). Ebenso ungeklärt ist die Wirkungsweise von Nitrat-N auf die CH_4-Oxidation. So bewirkte Nitrat-N in Feldversuchen bisher keinen negativen Einfluss auf die CH_4-Oxidation von Böden, hatte jedoch in Modellversuchen im Labor auch eine negative Wirkung (Hütsch et al., 1996).

Böden spielen also eine wichtige Rolle im Klimaschutz. Global betrachtet sind die Böden nach den Weltmeeren der zweitgrößte CO_2-Speicher. Sie enthalten ca. 1.600 Milliarden Tonnen Kohlenstoff (C), also mehr als die Atmosphäre und Vegetation zusammen (Berner et al., 2012). Mit der Photosynthese bauen die Pflanzen aus atmosphärischem CO_2 organische C-Verbindungen auf. Diese werden dann als Wurzelrückstände bzw. -ausscheidungen und Pflanzenstreu an den Boden abgegeben oder als Ernte vom Feld gefahren. Komplexe Bodenorganismengemeinschaften bilden aus diesen organischen Verbindungen eine Vielzahl von molekularen Strukturen. Die Geschwindigkeiten, mit denen organische Verbindungen ab- und umgebaut werden, sind großen Bandbreiten unterworfen. So werden frische Pflanzenmaterialien bereits innerhalb weniger Tage bis Wochen umgebaut, wohingegen Stroh oder reifer Kompost etliche Jahre bzw. Jahrzehnte benötigen und Pflanzenkohle mehrere Jahrhunderte im Boden vorrätig sein kann.

Der CO_2-Speicherung der Böden wird weltweit das größte Minderungspotential innerhalb des Agrarsektors zugeschrieben, mit einem geschätzten maximalen Potential von 90 % (Smith et al., 2008). Die weltweiten C-Vorräte in landwirtschaftlich genutzten Böden haben jedoch über die letzten Jahrzehnte abgenommen und sinken weiter (Lal, 2004; Kutsch et al., 2010). Daher braucht es verbesserte Anbausysteme bzw. -praktiken, die zu verringerten C-Verlusten oder sogar zu einer erhöhten C-Speicherung in Böden führen können. Dies ist nicht nur für den Klimaschutz, sondern auch für die Themen Bodenfruchtbarkeit (sieheKapitel 4) und Klimaanpassung (siehe Kapitel 7) von zentraler Bedeutung.

Neben den direkten Emissionen entstehen durch landwirtschaftliche Aktivitäten auch Emissionen im vor- und nachgelagerten Bereich. Hier sind u.a. die industrielle Düngerherstellung sowie Transporte und Energieeinsatz zu nennen. Diese werden in der internationalen Emissionsberichterstattung nach UNFCCC nicht dem Sektor Landwirtschaft angerechnet. In Bezug auf eine Änderung der Landnutzungsform ist auch die landwirtschaftliche Nutzung bzw. Entwässerung von

Mooren eine wichtige Quelle für THG-Emissionen in Deutschland (Umweltbundesamt, 2017). Moore gehören – noch vor den Wäldern – zu den größten C-Speichern mit etwa einem Drittel der weltweiten Bodenkohlenstoffvorräte (Smith et al., 2008).

6.2 Grundlagen

6.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

Weder in der EU Öko-Verordnung () noch in den Richtlinien der Anbauverbände Bioland, Naturland und Demeter wird das Thema Klimaschutz direkt adressiert. Jedoch wird der Klimaschutz in der EU Öko-Verordnung in Artikel 3 mit der dort formulierten Zielsetzung des ökologischen Landbaus indirekt angesprochen: „Die ökologische Produktion (respektiert) die Systeme und Kreisläufe der Natur (…) und (nutzt) die Energie und die natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden, organische Substanz und Luft verantwortungsvoll“. Ferner werden in zahlreichen Produktionsbestimmungen Aspekte aufgegriffen, die für den Klimaschutz relevant sind. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang insbesondere die nachfolgend genannten Vorschriften.

Die Erhaltung und Förderung des Bodenlebens und der natürlichen Fruchtbarkeit des Bodens basiert auf der Rückführung der Wirtschaftsdünger und den Anbau von humusmehrenden Kulturen, die neben der Aktivierung des Bodenlebens (Lori et al., 2017) nachweislich zur Steigerung des Humusgehaltes führen, und eine Erhöhung der C-Speicherung ermöglichen (Gattinger et al., 2012; Aguilera et al., 2013). Außerdem hilft die Festschreibung einer flächengebundenen und an den Standort angepassten Tierhaltung (Obergrenze: 2 GV/ha), um neben einem verbesserten Humusaufbau auch N_2O-Emissionen zu verringern (Gattinger et al., 2013). Des Weiteren dürfen mineralische (= synthetische) Stickstoffdünger, bei deren Herstellung erhebliche Mengen CO_2 anfallen, nicht verwendet werden. Dadurch werden von vorneherein Treibhausgasemissionen bei der Düngerherstellung vermieden, ebenso wie durch den Grundsatz der Minimierung der Verwendung von nicht-erneuerbaren Ressourcen und von außerbetrieblichen Produktionsmitteln. Stattdessen gilt es, Abfallstoffe und Nebenerzeugnisse pflanzlichen und tierischen Ursprungs als Produktionsmittel in der pflanzlichen und tierischen Erzeugung einzubeziehen sowie das örtliche oder regionale ökologische Gleichgewicht bei den Produktionsentscheidungen zu berücksichtigen. Ferner trägt der Ökolandbau durch die eingeschränkte Verwendung von torfbasierten Substraten im Garten- und Gemüsebau indirekt zum Moorschutz bei und vermeidet die beim Torfabbau entstehenden THG-Emissionen (Freibauer et al., 2004). So darf zur Humusanreicherung der Böden kein Torf eingesetzt werden. Bei der Jungpflanzenproduktion ist der Torfverbrauch möglichst zu reduzieren (max. 70 %). Bei Kräutern und Topfpflanzen gibt es weitere Einschränkungen, die bei den Anbauverbänden unterschiedlich geregelt sind.

In der ökologischen Rinderhaltung kann eine Minderung der CH_4- und N_2O-Emissionen durch folgende Grundsätze erreicht werden: (a) Erhaltung der Tiergesundheit durch Stärkung der natürli-

chen Abwehrkräfte der Tiere sowie durch Auswahl der geeigneten Rassen und durch entsprechende Haltungspraktiken, (b) Wahl von Tierrassen unter Berücksichtigung ihrer Anpassungsfähigkeit an die örtlichen Bedingungen, ihrer Vitalität und ihrer Widerstandsfähigkeit gegen Krankheiten oder Gesundheitsprobleme sowie (c) Anwendung von Tierhaltungspraktiken, durch die das Immunsystem der Tiere und ihre natürlichen Abwehrkräfte gegen Krankheiten gestärkt werden. Dazu gehören insbesondere regelmäßige Bewegung und Zugang zu Freigelände bzw. Weideland. Die hier geforderten ganzheitlichen Maßnahmen zur Stärkung der Tiergesundheit und Verbesserung des Tierwohls sollen eine längere Nutzungsdauer der Tiere und eine niedrigere Remontierung bewirken und dadurch den Anteil der THG-Emissionen in der "unproduktiven" Aufzuchtphase reduzieren (Gattinger et al., 2011a).

6.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Systematische Forschungsaktivtäten zu den Klimawirkungen des ökologischen Landbaus wurden erst seit Einführung der Messtechniken für gasförmige Bodenemissionen Ende der 1990er Jahre aufgenommen. Untersuchungen von Bodenkohlenstoff bzw. Humus werden zwar schon seit Jahrzehnten im ökologischen Landbau durchgeführt, jedoch ursprünglich zur Beschreibung der Bodenqualität und erst in jüngerer Zeit unter dem Aspekt des Klimaschutzes (Gattinger et al., 2011b). Die Metaanalysen von Mondelaers et al. (2009) und Tuomisto et al. (2012) waren die ersten, die **Bodenkohlenstoff** neben anderen Umweltkriterien unter ökologischer oder konventioneller Bewirtschaftung verglichen. Jedoch wurden hier keine stringenten Anforderungen an die Datenqualität (Messungen vs. Modellierung, Paarvergleiche ja/ nein) gestellt (Gattinger et al., 2012). Bereits weiter gingen Leifeld & Fuhrer (2010), die zwar nur gemessene Werte betrachteten, jedoch nicht den Anspruch auf vollständige Literaturabdeckung erhoben und zudem nicht die typischen meta-analytischen Werkzeuge anwendeten. Die bislang umfassendste Metaanalyse zu Bodenkohlenstoff stellt die Arbeit von Gattinger et al. (2012) dar, welche den Wissensstand bis zum Jahr 2011 abdeckt. Diese Studie fand höhere C-Gehalte, -vorräte und höhere C-Bindung in ökologisch bewirtschafteten Böden. Zu ähnlichen Aussagen kommt die Metaanalyse von Aguilera et al. (2013), die jedoch nur den mediterranen Klimaraum abdeckte.

Skinner et al. (2014) führten die bislang einzige Metaanalyse zu **bodenbürtigen Treibhausgas-Emissionen** (N_2O und CH_4) aus ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen durch. Dabei konnten nur 18 Vergleichsstudien weltweit einbezogen werden. Diese relativ geringe Literaturabdeckung wird durch den hohen Arbeits- und Geräteaufwand zur Generierung von belastbaren Daten (mindestens 1 Jahr Beobachtungszeitraum) begründet (Skinner et al., 2014).

Etliche **Klimabilanzen** von Lebensmitteln aus ökologischer und konventioneller Erzeugung, die auf sogenannten Life Cycle Assessments (LCA) und ähnlichen Werkzeugen beruhen, wurden in den letzten zehn Jahren erstellt. Diesen geht zwar eine Literaturauswertung voran, jedoch gibt es keine direkten Bezüge zu physisch existenten Vergleichsversuchen (Knudsen et al., 2011) und/ oder es werden die wichtigen Quellen/ Senken Bodenkohlenstoff, bodenbürtige THG-Emissionen

und CH_4-Emissionen der Wiederkäuer nur über die bislang existierenden Emissionsfaktoren ermittelt. Diese unterliegen allerdings einer bedeutenden Unschärfe, sodass ihre Eignung für die Abbildung von ökologischen Praktiken fraglich ist (Meier et al., 2015).

6.2.3 Thesen und Erwartungen

Aufgrund der systembedingten Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung, wie sie im Kapitel 6.2.1 beschrieben wurden, und den bisher vorliegenden Forschungsergebnissen, die im Kapitel 6.2.2 zusammengefasst wurden, ist zu erwarten, dass ökologisch bewirtschaftete Flächen sich im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen durch

- einen höheren Bodenkohlenstoffgehalt in Folge einer höheren C-Speicherung sowie
- geringere Lachgas (N_2O)-Emissionen und
- geringere Methan (CH_4)-Emissionen auszeichnen.

Bezogen auf Erträge pflanzlicher oder tierischer Produkte ist die bisherige Datenlage weniger eindeutig. Es ist zu erwarten, dass

- es im Pflanzenbau keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise gibt, wenn die THG-Gesamtemissionen auf den Ertrag bezogen werden;
- aufgrund der niedrigeren Milchleistung im ökologischen Landbau höhere Methanemissionen pro kg erzeugter Milch entstehen;
- bei vergleichender Betrachtung des Gesamtsystems Milcherzeugung inklusive der Emissionen aus der Vorlieferkette sich die ökologische und konventionelle Milchviehhaltung hinsichtlich der Gesamtemissionen pro kg erzeugter Milch nicht unterscheiden.

6.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Übersicht über die Datengrundlage

Für die Auswertung der Literatur zu bodenbürtigen THG-Emissionen wurden insgesamt 119 Studien berücksichtigt, die eine quantitative Auswertung erlauben und bei denen die relative Klimawirkung des ökologischen Landbaus mit Hilfe wissenschaftlicher Methoden physisch gemessen wurden und nicht auf Modellierungen, Annahmen oder Schätzungen basiert.

Im Gegensatz dazu ermöglicht die Datenlage keine vergleichende quantitative Auswertung der THG-Emissionen aus der Tierhaltung. Obwohl eine Abfrage der Literaturdatenbank ISI Web of Knowledge 67 Treffer zu diesem Thema ergab, war keine der Veröffentlichungen ein auf Messungen basierender Paarvergleich[14]. Zwar liegen in wissenschaftlichen Fachzeitschriften publizierte Klimabilanzen tierischer Lebensmittel aus konventioneller bzw. ökologischer Haltung vor (Jespersen et al., 2017), jedoch liegt dem Ganzen eine große Unschärfe zugrunde, da trotz unterschiedlicher Futterrationen für beide Haltungssysteme die gleichen Emissionsfaktoren zur Errechnung der CH_4-Emissionen aus enterischer Fermentation verwendet werden (Meier et al., 2015). Auch gibt es keine auf physischen Messungen beruhenden Vergleichsuntersuchungen. Grundsätzlich sind Emissionsfaktoren, die sich auf die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger beziehen, mit großen Unsicherheiten verbunden (Meier et al., 2015; Pardo et al., 2015). Der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Vergleich, der sich auf die enterischen CH_4-Emissionen aus ökologischer und konventioneller Rinderhaltung fokussiert, basiert deshalb auf einer qualitativen Auswertung der aktuell verfügbaren Literatur.

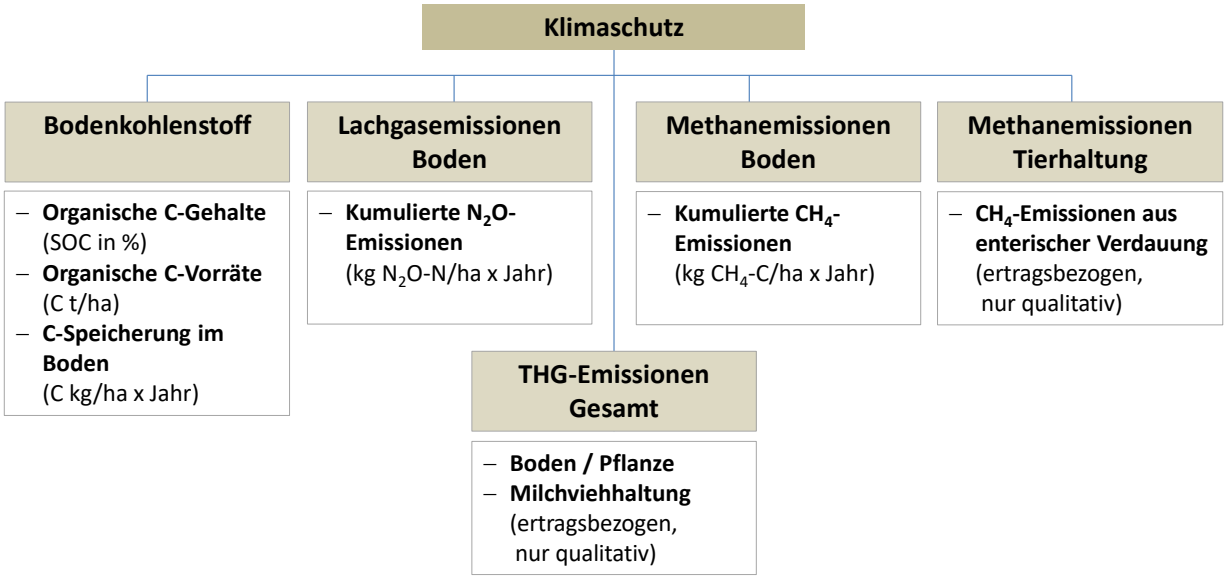
Bezüglich der THG-Emissionen aus Maschinen- und Düngereinsatz wird auf das Kapitel 8 (Ressourceneffizienz) verwiesen, in dem der Energieeinsatz verglichen wird und als indirektes Indiz herangezogen werden kann.

Indikatoren zur Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

Aufgrund der oben dargelegten Zusammenhänge und der Verfügbarkeit an wissenschaftlichen Veröffentlichungen stehen nachfolgend die bodenbasierten Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus im Vordergrund, die anhand von fünf Indikatoren bewertet werden (siehe Abbildung 6.1). Durch die Auswahl dieser Indikatoren werden alle relevanten Quellen bzw. Treibhausgase abgedeckt, die bei ökologischer bzw. konventioneller Bodennutzung entstehen (Smith et al., 2008). Die THG-Emissionen aus der Tierhaltung werden mit Hilfe des Indikators „CH_4-Emissionen aus der Wiederkäuerverdauung“ qualitativ bewertet. Gleiches trifft auch auf die ertragsskalierten THG-Gesamtemissionen aus dem Pflanzenbau und der Milchviehhaltung zu.

[14] Die verwendete Abfrage (für alle Jahre) war *ts=((conventional* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*) OR organic* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*)) (methane OR CH4) AND (cattle OR dairy OR rumina* OR cow* OR enteric))*

Abbildung 6.1 Verwendete Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Klimaschutz



Quelle: Eigene Darstellung

Bodenkohlenstoff (Organische Bodensubstanz)

Das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial des ökologischen Landbaus wird anhand des Anteils an organischem C-Gehalt im Boden (SOC in % von Gesamtbodensubstanz), den organischen C-Vorräten (C t/ha) und der C-Speicherung (C kg/ha pro Jahr) im Boden untersucht, da diese Kennzahlen in vielen vergleichenden Langzeituntersuchungen zum Standardrepertoire gehören und bereits in verschiedenen Metastudien untersucht wurden (Gattinger et al., 2012; Aguilera et al., 2013; Lori et al., 2017).

Bodenbürtige Lachgasemissionen

Mit dem Indikator Lachgas (N_2O) wird die weltweit wichtigste Treibhausquelle in der Landwirtschaft adressiert (Smith et al., 2008) Ertragsskalierte N_2O-Emissionen bleiben in dieser Arbeit unberücksichtigt, da zu wenige Studien diese Aussage ermöglichen.

Bodenbürtige Methanemissionen

Landwirtschaftliche Böden sind sowohl Senke als auch Quelle von Methan (CH_4), des dritten relevanten bodenbezogenen THG. Der überwiegende Anteil der Acker- und Grünlandböden Mitteleuropas (außer Nassreisanbau in Norditalien) verhalten sich als Methansenken, jedoch scheint insgesamt die Senkenleistung landwirtschaftlicher Böden für atmosphärisches CH_4 gegenüber CO_2 eher unbedeutend zu sein. Da diese Untersuchungen oft parallel zu den N_2O-Messungen durchgeführt werden, sind vergleichende Betrachtungen zu den Methanemissionen möglich.

Methanemissionen aus der Tierhaltung

Rund die Hälfte der THG-Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft stammen aus der Tierhaltung. Besonders relevant sind hierbei Methanemissionen, die durch den Fermentationsprozess im Magen von Wiederkäuern (insbesondere von Milchkühen) entstehen. In der vorliegenden Arbeit werden die Methanemissionen aus Rinderhaltung auf den Milchertrag bezogen.

6.3.1 Organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt

Zusätzlich zu den Daten, auf denen die Metaanalyse von Gattinger et al. (2012) basiert und die für diese Studie verwendet werden konnten, wurden mit einer Abfrage in der Datenbank ISI Web of Science[15] 1.143 Veröffentlichungen zu SOC identifiziert. Aus diesen wurden diejenigen Studien aus gemäßigten Klimazonen ausgewählt, welche die gesetzten Kriterien erfüllten[16]. Insgesamt wurden 103 Studien mit 270 Vergleichspaaren herangezogen. Im Durchschnitt lag der Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff zwischen 0,1 und 6,8 % (Prozentpunkten). Innerhalb dieser Spanne lagen die Werte ökologisch bewirtschafteter Böden im Median[17] bei 9,9 % über denen konventionell bewirtschafteter Böden (siehe Abbildung 6.2). Wie der Tabelle 6.1 zu entnehmen ist, wies auf der Basis des definierten Klassifikationsschemas (vgl. Kapitel 2) bei 50 % der Vergleichspaare die ökologische gegenüber der konventionellen Variante höhere Kohlenstoffgehalte auf; bei 17 % der Paare war der Gehalt niedriger.

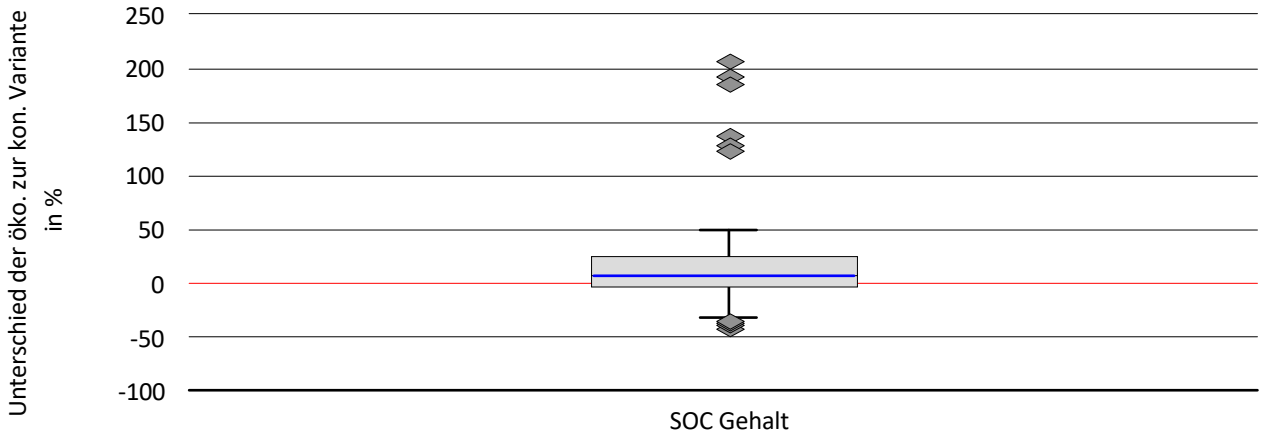
---

[15] Für diese Abfrage wurde der folgende Filter in der *Advanced Search* für die Jahre 2012-2017 verwendet: *ts=((conventional* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*) OR organic* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*)) AND (carbon OR SOC OR "C sequestration" OR "C ") AND soil)*

[16] Die Kriterien - welche auch für die weiteren Indikatoren gelten - sind: 1) paarweise Vergleiche zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen; 2) mindestens drei Wiederholungen; 3) mindestens drei Jahre ökologische Bewirtschaftung vor Probennahme; 4) nur Freilandversuche, keine Inkubations- oder Gewächshausstudien.

[17] Alle hier angeführten Durchschnittswerte beziehen sich auf den Median, d.h. den Wert, der alle auftretenden Werte in zwei gleich große Hälften teilt. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel wird er nicht durch extrem hohe oder niedrige Werte verzerrt.

Abbildung 6.2 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Gehalts an organischem Bodenkohlenstoff (SOC %)



Positive Werte zeigen einen erhöhten SOC % in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0%) und deuten auf mehr Klimaschutz durch erhöhte C-Speicherung im ökologischen Landbau je Hektar hin.

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 6.1 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des organischen Bodenkohlenstoff-Gehalts im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
SOC-Gehalt	103	134	89	47	50% 33% 17%

Öko + Höherer organischer C-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (> +10%)
Öko = Vergleichbarer organischer C-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (+/- 10%)
Öko - Niedriger organischer C-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Flächen (< -10%)

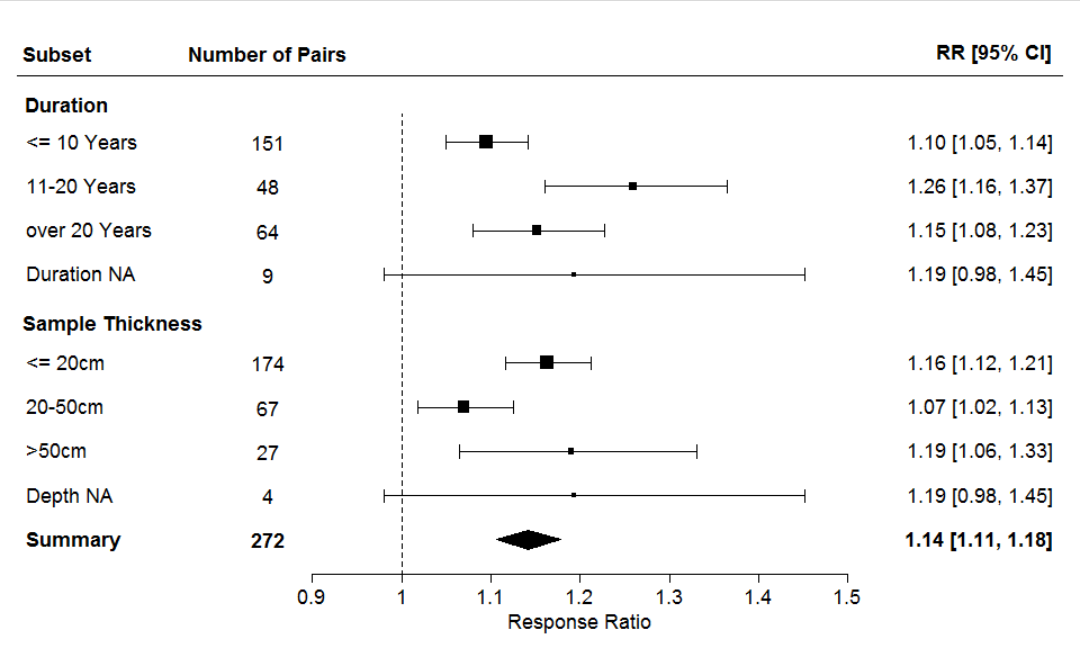
Quelle: Eigene Auswertung

Box: Metaanalyse für Bodenkohlenstoff-Gehalt

Um die Wirkung der ökologischen Bewirtschaftung statistisch weiter zu untersuchen, wurde für den Indikator „Organischer Bodenkohlenstoff-Gehalt“ ergänzend eine statistische Metaanalyse mit dem metafor Package der Statistiksoftware R (Viechtbauer, 2010) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen exemplarisch auf, wie das empirische Material aller Untersuchungsbereiche der Studie ergänzend untersucht werden könnte. Wie im Kapitel 2 bereits beschrieben, wurde für die Auswertung zunächst ein gewichtetes Mittel gebildet. Das bedeutet, dass Studien, die auf vielen Messungen basieren und deren Werte eine geringe Streuung aufweisen, stärker in die Gesamtberechnung einfließen als Studien mit weniger starker empirischer Basis und weniger klarem Signal. Durch die Bildung und Analyse von Untergruppen (z.B. „Duration“: Laufzeit des Paarvergleichs; „Sample Thickness“: Beprobungshorizont) wurden zudem erklärende Variablen überprüft und somit kausale Zusammenhänge getestet.

Die Ergebnisse der statistischen Analyse (Random-Effects-Modells, Knapp-Hartung) werden in der nachfolgenden Abbildung in Form eines Forest Plot mit einem 95 %igen Konfidenzintervall dargestellt. Die Größe der Quadrate entspricht der Gewichtung (basierend auf Stichprobengröße und Varianz) und folglich der Zuverlässigkeit der Information. Die gestrichelte Linie im Forest Plot zeigt eine Response Ratio (RR) von 1,0 und damit die Referenz zu konventionellem Anbau an.

Abbildung 6.3 Organischer Bodenkohlenstoffgehalt in ökologisch bewirtschafteten Böden im Verhältnis zu dem in konventionell bewirtschafteten



Untergruppen (Subsets): Duration = Versuchsdauer; Sample Thickness = Beprobungsmächtigkeit; Summary = Alle Vergleichspaare öko. / kon.

Quelle: Eigene Darstellung

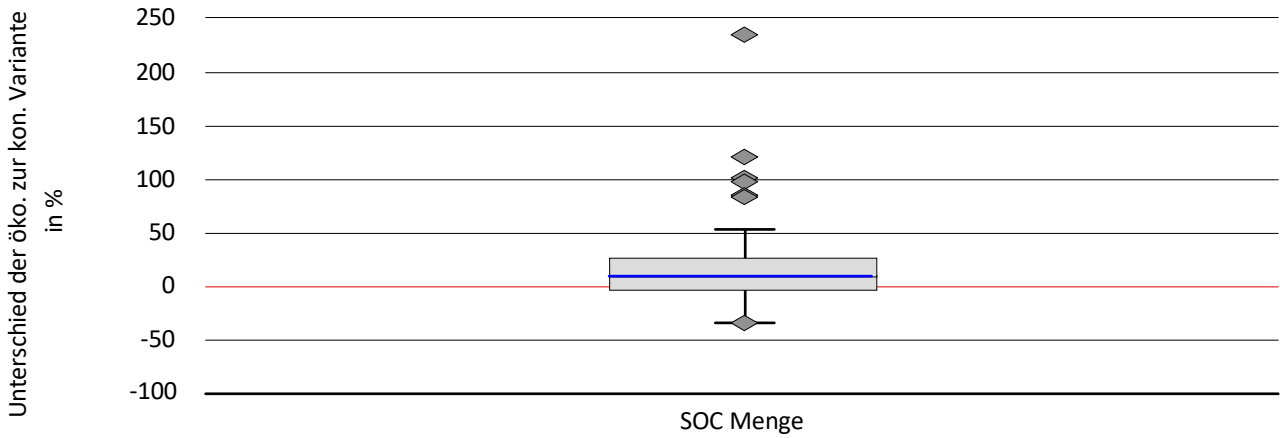
Die Lage der Vierecke rechts dieser Linie weist darauf hin, dass ökologisch bewirtschaftete Böden höhere SOC %-Werte aufweisen als solche unter konventioneller Bewirtschaftung. Betrachtet man im Forest Plot beispielsweise die Untergruppe „Duration <= 10 Years“, so weist eine RR von 1,10 darauf hin, dass der SOC % der ökologisch bewirtschafteten Böden 10 % über dem durchschnittlichen SOC in konventionell bewirtschafteten Böden liegt (für diejenigen Vergleichspaare, die über einen Zeitraum von bis zu 10 Jahren beobachtet wurden). In der Zusammenfassung aller zur Verfügung stehender Daten (dargestellt durch die schwarze Raute) zeigt sich ein um 14 % höherer SOC % unter ökologischer Bewirtschaftung. Dieses Ergebnis liegt etwas höher als der Wert von 9,89 %, der auf dem einfachen Median aller Werte und ohne Gewichtung errechnet wurde (siehe oben). Diese Unterschiede sind etwas niedriger als Gattinger et al. (2012) global ermittelten. Aufgrund ihrer hohen statistischen Robustheit und der Möglichkeit zur Prüfung von kausalen Zusammenhängen kommen Metaanalysen in der evidenzschaffenden Wissenschaft zunehmend zum Einsatz (siehe z.B. Gattinger et al., 2012; Seufert et al., 2012; Lori et al., 2017). Auch für die Auswertung anderer in dieser Studie erhobener Daten kann eine Metaanalyse eine wertvolle Ergänzung darstellen.

6.3.2 Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff

Für die Analyse der organischen Bodenkohlenstoffvorräte konnten insgesamt 52 Studien mit 131 Vergleichspaaren genutzt werden, bei denen Messwerte zu Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff angegeben waren.

Die Bodenkohlenstoff-Vorräte aller landwirtschaftlichen Flächen in den Studien reichten von 6,2 bis 203,2 t C/ha. Die großen Unterschiede beruhen hierbei teilweise auf den weiter unten angesprochenen Unterschieden in der beprobten Bodenmächtigkeit. Im Durchschnitt (Median) enthielten die ökologisch bewirtschafteten Flächen 10,8 % (3,42 t/ha) höhere C-Vorräte als die konventionell bewirtschafteten (Abbildung 6.4). Bei rund der Hälfte der Vergleichspaare wies die ökologische Bewirtschaftung einen höheren Vorrat an Bodenkohlenstoff auf; bei 15 % war der Vorrat bei der konventionellen Wirtschaftsweise höher (Tabelle 6.2).

Abbildung 6.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der SOC-Vorräte



Positive Werte zeigen einen erhöhten SOC % in ökologisch bewirtschafteten Flächen (kon. Variante = 0%) und deuten auf mehr Klimaschutz durch erhöhte C-Speicherung je Hektar im ökologischen Landbau hin.

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 6.2 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der SOC-Vorräte im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
SOC Vorräte	52	67	45	19	51% 34% 15%

Öko + Höhere SOC-Vorräte in ökologisch bewirtschafteten Flächen (> +10 %)
Öko = Vergleichbare SOC-Vorräte in ökologisch bewirtschafteten Flächen (+/- 10 %)
Öko - Niedrigere SOC-Vorräte in ökologisch bewirtschafteten Flächen (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

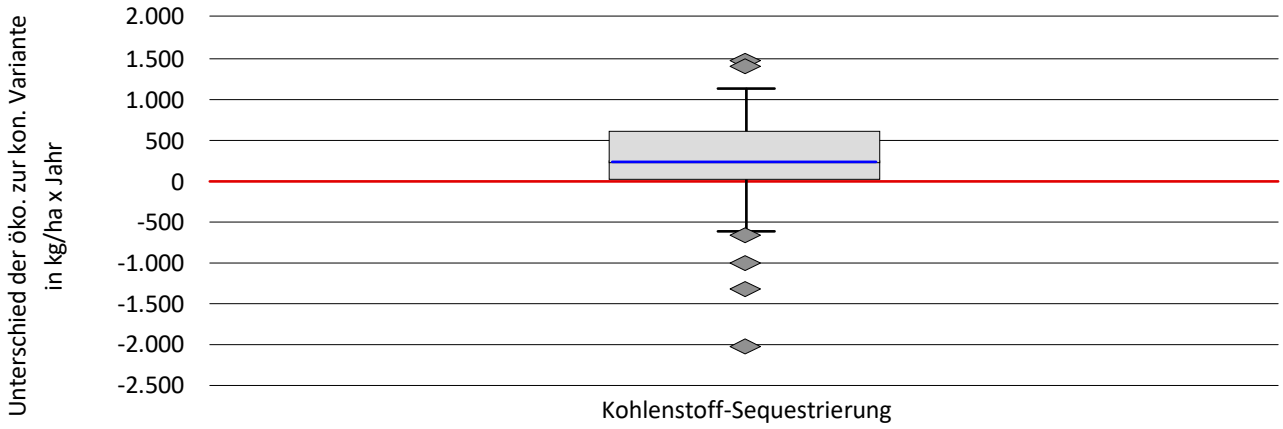
6.3.3 Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden

Die Auswertung der Literatur zur Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden basiert auf 17 Studien mit insgesamt 41 Vergleichspaaren.

In der Abbildung 6.5 wird die C-Speicherung bzw. C-Bindung von Böden in kg pro Hektar und Jahr angegeben. Negative Werte bedeuten, dass der Boden im Lauf der Zeit Kohlenstoff freisetzt; positive Werte zeigen an, dass Kohlenstoff eingelagert wird. In den untersuchten Studien bewegten sich die Werte zwischen -2.709 und 2.193 kg C/ha und Jahr. Aufgrund des Auftretens von negativen und positiven Werten konnten nicht wie für die anderen Indikatoren prozentuale Unter-

schiede gebildet werden. Stattdessen wurden die Differenzen zwischen den absoluten Werten für konventionelle und ökologische Böden gebildet. Der Median aller Studien zeigt eine um 256 kg C/ha und Jahr höhere C-Speicherung in ökologisch bewirtschafteten Flächen als in konventionell bewirtschafteten Flächen. In 78 % der Fälle war die Kohlenstoffspeicherung im ökologischen Landbau höher. Bei 20 % erzielte die konventionelle Bewirtschaftung eine höhere Speicherung (siehe Tabelle 6.3).

Abbildung 6.5 Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlichen Böden



Positive Werte zeigen eine höhere Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlichen Böden unter ökologischer Bewirtschaftung (kon. Variante = 0 kg/ha) und deuten auf mehr Klimaschutz durch erhöhte C-Speicherung je Hektar im ökologischen Landbau hin.

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 6.3 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlichen Böden im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
C-Speicherung landw. Böden	17	32	1	8	78% 20%

Öko + Höhere Kohlenstoffspeicherung in ökologisch bewirtschafteten Flächen (> +10 %)
Öko = Vergleichbare Kohlenstoffspeicherung in ökologisch bewirtschafteten Flächen (+/- 10 %)
Öko - Niedrigere Kohlenstoffspeicherung in ökologisch bewirtschafteten Flächen (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Die beprobte Bodenmächtigkeit spielt eine wichtige Rolle bei der Berechnung der Bodenkohlenstoffvorräte (Olson & Al-Kaisi, 2015). Die für diese Analyse verwendeten Studien basieren auf unterschiedlichen Bodenmächtigkeiten von 5 bis 111 cm. Die durchschnittliche Mächtigkeit des beprobten Bodenhorizonts aller Studien betrug 20 cm. Dieser Sachverhalt muss bei Ergebnisinterpretationen beachtet werden. Jedes der Vergleichspaare basiert jedoch auf derselben Bodenmächtigkeit, sodass das Ergebnis der einzelnen Paarvergleiche keine diesbezügliche Verzerrung aufweist.

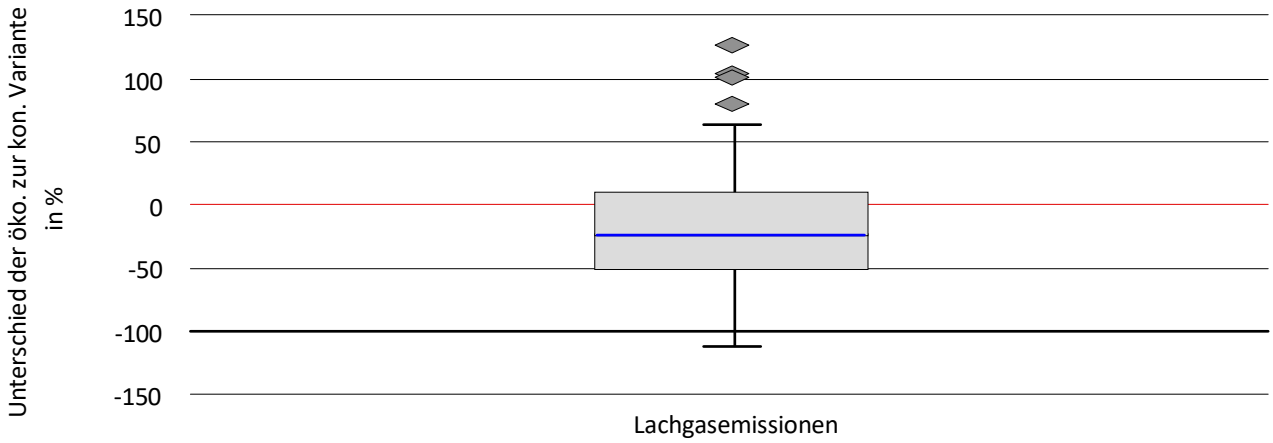
6.3.4 Bodenbürtige Lachgasemissionen

Zum Thema bodenbürtige N_2O-Emissionen aus ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen wurden in der Datenbank ISI Web of Knowledge 242 Veröffentlichungen identifiziert[18] und anschließend nach den oben genannten Qualitätskriterien gefiltert. Für die Auswertung wurden 13 Studien mit insgesamt 35 Vergleichspaaren berücksichtigt, die die N_2O-Emissionen in Flächen unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung vergleichen.

Insgesamt variieren die N_2O-Emissionen aller untersuchten landwirtschaftlichen Flächen zwischen 0,1 und 9,4 kg N_2O-N/ha und Jahr. Wie in der Abbildung 6.6 dargestellt, emittierten die ökologisch bewirtschafteten Flächen im Median 24 % (0,3 kg /ha und Jahr) weniger N_2O-N als jene unter konventioneller Bewirtschaftung. Von den 35 Vergleichspaaren sind die Lachgasemissionen im ökologischen Landbau bei 57 % der Paare niedriger; bei 20 % sind die Emissionen unter konventioneller Bewirtschaftung niedriger. Bei 23 % der Paarvergleiche gab es keine Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (siehe Tabelle 6.4).

[18] Der hierzu verwendete Filter in der *Advanced Search* (für alle Jahre) war: *ts=((conventional* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*) OR organic* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*)) AND (N2O OR "nitrous oxide") AND soil)*

Abbildung 6.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich Emissionen von Lachgas je Hektar



Negative Werte zeigen niedrigere Lachgas-Emissionen in ökologisch bewirtschafteten Flächen an (kon. Variante = 0 %) und deuten auf mehr Klimaschutz durch eingesparte N_2O-Emissionen je Hektar im ökologischen Landbau hin.

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 6.4 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Emission von Lachgas je Hektar im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Lachgasemissionen	13	20	8	7	57% 23% 20%

Öko + Niedrigere Lachgasemissionen in ökologisch bewirtschafteten Flächen (< -10 %)
Öko = Vergleichbare Kohlenstoffspeicherung in ökologisch bewirtschafteten Flächen (+/- 10 %)
Öko - Höhere Lachgasemissionen in ökologisch bewirtschafteten Flächen (> +10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Ammoniak-Emissionen (NH_3) aus der Landwirtschaft, von denen eine indirekte Klimawirkung ausgeht[19], wurden in der vorliegenden Literaturauswertung nicht berücksichtigt. Keine der 178 identifizierten Publikationen, die sich mit Ammoniak-Emissionen aus der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft beschäftigt haben, basierte auf Messwerten aus Paarvergleichen[20]. Dass wissenschaftliche Studien zu Ammoniak bislang fehlen, ist in erster Linie mit den hohen technischen Herausforderungen für solche Untersuchungen zu begründen.

[19] Ammoniak-Emissionen induzieren nach Eintrag in andere Ökosysteme einen Düngungseffekt, der zu erhöhten N_2O-Emissionen beiträgt.

[20] Hierfür wurde folgender Filter verwandt: *ts=((conventional* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*) OR organic* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*)) (ammonia*)).*

6.3.5 Bodenbürtige Methangasemissionen

Insgesamt wurden in der Literaturdatenbank ISI Web of Knowledge 232 Studien herausgefiltert[21], die sich mit bodenbezogenen Methanemissionen beschäftigen. Von diesen erfüllten nur 3 Studien mit insgesamt 6 Vergleichspaaren die festgelegten Qualitätskriterien dieser Arbeit.

Die Emissionswerte reichten von -0,72 bis -0,27 kg C/ha und Jahr. Das heißt, dass alle in den Studien untersuchten Flächen CH_4 aufnahmen und somit für dieses Treibhausgas eine Senke darstellen. Im Durchschnitt nahmen die ökologisch bewirtschafteten Flächen 18,3 % (0,09 kg/ha und Jahr) mehr CH_4-C auf als die konventionell bewirtschafteten Flächen. Aufgrund der zu diesem Thema sehr eingeschränkten Datenbasis wurde für diesen Indikator kein Boxplot-Diagramm erstellt. Wie in der Tabelle 6.5 ausgewiesen, waren die Methanemissionen im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Produktion bei vier von sechs Vergleichspaaren niedriger.

Tabelle 6.5 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Emission von Methan je Hektar im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Methanemissionen	3	4	1	1	66% 17% 17%

Öko + Niedrigere Methanemissionen auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (< -10 %)
Öko = Vergleichbare Methanemissionen auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (+/- 10 %)
Öko - Höhere Methanemissionen auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (> +10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

6.3.7 Gesamt-Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau

Die ausgewerteten Studien zur Kohlenstoffspeicherung sowie zu Lachgas- und Methanemissionen verdeutlichen, dass – bezogen auf die Fläche – im ökologischen Pflanzenbau gesamthaft weniger THG-Emissionen emittiert werden als im konventionellen Pflanzenbau. Hinsichtlich der ertragsskalierten Klimaschutzleistung wurden nur wenige Studien identifiziert. Entsprechende Untersuchungsergebnisse müssten - sofern überhaupt möglich - auf Einzelpflanzen- bzw. Fruchtfolge-Erträge skaliert werden. Daher kann basierend auf dem hier gewählten methodischen Ansatz kein quantitativer Vergleich der ertragsskalierten THG-Emissionen durchgeführt werden. Die Beurteilung folgt deshalb qualitativ unter Abwägung der nachfolgend beschriebenen Sachverhalte.

[21] Der hierzu verwendete Filter in der *Advanced Search* (für alle Jahre) war: *ts=((conventional* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*) OR organic* NEAR/1 (agricult* OR farm* OR manag* OR crop*)) AND (methane OR CH4) AND soil)*

Ertragsskalierte Lachgasemissionen

Bei Betrachtung der Bodenemissionen sind gemäß der Metaanalyse von Skinner et al. (2014) die ertragsskalierten N_2O-Emissionen bei ökologischer Bewirtschaftung (7 Studien, publiziert vor 2012, auf der Basis eines Ertragsunterschiedes von durchschnittlich 26 %) höher als bei einer konventionellen Bewirtschaftung. Gemäß deren Kalkulation ist eine Ertragssteigerung bei ökologischer Bewirtschaftung von 9 % erforderlich, um Gleichstand bei den ertragsbezogenen N_2O -Emissionen zu erreichen. Jüngere Feldstudien zeigen jedoch auch gegensätzliche Phänomene. So wurden im DOK-Versuch in Therwil (Schweiz) in einer Kleegras-Mais-Grünbrache Sequenz gleiche ertragsskalierte N_2O -Emissionen nach 38 Jahren ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung gemessen (Skinner et al., 2019). Benoit et al. (2015) bestimmten sogar niedrigere ertragsskalierten N_2O-Emissionen bei ökologisch angebautem Weizen auf Praxisflächen im Seine-Becken, Frankreich. Bei Skinner et al. (2019) waren die flächenskalierten N_2O-Emissionen bei ökologischer um 40 % bei Benoit et al. (2015) um 30 % niedriger als bei konventioneller Bewirtschaftung. Anzumerken ist an dieser Stelle, dass mit den N_2O-Emissionen aus Böden zwar die Hauptemissionsquelle abgedeckt wird, es für umfassende Klimabilanzen aber der Berücksichtigung der Emissionen aus allen Prozessen in der landwirtschaftlichen Erzeugung bedarf.

LCA-basierte Klimabilanzen

Den Gesamtemissionen bzw. Klimabilanzen pro Ertragseinheit „Ackerkulturen“ widmeten sich laut des Reviews von Meier et al. (2015) 8 LCA-basierte wissenschaftliche Arbeiten. Diese unterscheiden sich neben den erzielten Resultaten auch hinsichtlich der Datenerhebung und den definierten Systemgrenzen. Die relativen Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Erzeugung variierten dabei von -42 % bis 45%. Laut der Einschätzung eines dänischen Autorenteams sind die THG-Emissionen je produzierter Einheit zwischen ökologisch und konventionell angebauten Kulturen vergleichbar, wobei einige Studien höhere Emissionen bei konventionellen Kulturen zeigen, andere dagegen verhielten sich genau umgekehrt (Jespersen et al., 2017). Dabei stützen sich die Autoren maßgeblich auf die Doktorarbeit von Knudsen (2011), in der 13 Klimabilanzen zu pflanzlichen Produkten aus ökologischer und konventioneller Erzeugung verglichen wurden. Dabei wurden in 12 Studien niedrigere und in einer Studie höhere Gesamtemissionen (kg CO_2-Äquivalente pro kg Produkt) im ökologischen Ackerbau ermittelt.

Betriebliche Klimabilanzen

Schmid & Hülsbergen (2015) führten von 2009 bis 2012 auf insgesamt 62 Pilotbetrieben (32 ökologische, 32 konventionell geführte) eine umfassende THG-Bilanzierung für Ackerkulturen durch.[22] Dabei wiesen die ökologischen niedrigere THG-Emissionen pro Getreideeinheit auf als die konventionellen Pilotbetriebe. Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen waren jedoch größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen, sodass hier von gleichen Gesamtemissionen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau ausgegangen werden kann.

[22] Informationen zum Pilotbetriebe-Projekt siehe: http://www.pilotbetriebe.de

Nach Abwägung der oben genannten Sachverhalte ist davon auszugehen, dass der ökologische Landbau bezüglich ertragsskalierter THG-Emissionen im Bereich Boden/ Pflanze wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie der konventionelle Landbau erbringt.

6.3.6 Methanemissionen aus der enterischen Verdauung

Die Haltung von wiederkäuenden Nutztieren, insbesondere der Rinderhaltung zur Milch- und Fleischerzeugung, nimmt traditionell eine zentrale Stellung in der deutschen Landwirtschaft ein. Sie ist ein wesentliches Merkmal der früher vielerorts dominierenden landwirtschaftlichen Gemischtbetriebe in Mitteleuropa, bei denen die Haltung von Wiederkäuern ein wichtiges Bindeglied zwischen Pflanzenbau und Tierhaltung darstellt und das Schließen von betrieblichen/ regionalen Stoffkreisläufen vereinfacht (Gattinger et al., 2013).

Obwohl die Methanemissionen aus dem Verdauungstrakt der Wiederkäuer vor allem der Rinder, als zweitgrößte Quelle der landwirtschaftlichen THG in Deutschland gelten, liegen hierzu keinerlei experimentelle Vergleichsstudien zu Methanemissionen von ökologisch und konventionell gehaltenen Rindern vor. Daher muss auch hier eine Bewertung dieses Indikators auf Basis einer qualitativen Auswertung der bestehenden Literatur erfolgen.

Hinweise über die Methanemissionen aus der enterischen Verdauung liefern insbesondere die Modellergebnisse aus dem Pilotbetriebe-Projekt. Frank et al. (2015) führten auf insgesamt 34 Pilotbetrieben (16 ökologische, 18 konventionell geführte) eine umfassende THG-Bilanzierung der Milcherzeugung durch und belegten einmal mehr, dass die stoffwechselbedingten CH_4-Emissionen die mit Abstand bedeutendste THG-Quelle der Milchviehhaltung sind. So wurden in den ökologischen Milchviehbetrieben mit 547 g CO_2-Äquivalenten signifikant höhere stoffwechselbedingte CH4-Emissionen als in den konventionellen Betrieben mit 453 g CO_2-Äquivalenten pro kg Milch festgestellt. Dies ist mit den abnehmenden stoffwechselbedingten Methanemissionen pro kg Milch bei zunehmender Milchleistung abzuleiten und deckt sich mit den Forschungsergebnissen aus der Tierphysiologie (z.B. Flachowsky & Brade, 2007).

Nach Abwägung der oben genannten Sachverhalte ist davon auszugehen, dass der ökologische Landbau bezüglich stoffwechselbedingter Methanemissionen pro kg Milch wahrscheinlich niedrigere gesellschaftliche Leistungen als der konventionelle Landbau erbringt.

6.3.8 Gesamt-Treibhausgasemissionen in der Milchviehhaltung

Ein umfassender Vergleich der Klimarelevanz ökologischer und konventioneller Milcherzeugung beinhaltet die Ermittlung der Emissionen aus den einzelnen Teilprozessen bzw. Stoffflüssen. Diese THG-Emissionen setzen sich zusammen aus den prozessbedingten (aus der Nutzung fossiler Energie stammenden) THG-Emissionen, den N_2O-Emissionen aus Böden (Futterproduktion), den

CO_2-Emissionen durch Humusabbau bzw. der CO_2-Bindung durch Humusaufbau, den CO_2-Emissionen durch Landnutzungsänderungen (z.B. Sojaproduktion und Einsatz als Futtermittel), den stoffwechselbedingten CH_4-Emissionen sowie den Emissionen aus der Lagerung und Aufbereitung von Wirtschaftsdüngern (Frank et al., 2015). Die Beurteilung der Klimarelevanz von ökologischer und konventioneller Milchproduktion erfolgt qualitativ unter Abwägung der folgenden Sachverhalte:

LCA-basierte Klimabilanzen

Den Gesamtemissionen bzw. Klimabilanzen pro Ertragseinheit „Milch“ widmeten sich laut des Reviews von Meier et al. (2015) 10 LCA-basierte wissenschaftliche Arbeiten. Diese unterscheiden sich neben den erzielten Resultaten auch hinsichtlich der Datenerhebung und den definierten Systemgrenzen. Die relativen Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Erzeugung variierten dabei von -38 % bis +53 %. In der Arbeit von Knudsen (2011), in der 4 Klimabilanzen zu Milch aus ökologischer und konventioneller Erzeugung verglichen wurden, wiesen 2 Studien niedrigere Gesamtemissionen (kg CO_2-Äquivalente pro kg Produkt) für die ökologische und 2 Studien niedrigere Gesamtemissionen für die konventionelle Milcherzeugung nach.

Betriebliche Klimabilanzen

Frank et al. (2015) führten auf insgesamt 34 Pilotbetrieben (16 ökologische, 18 konventionell geführte) eine umfassende THG-Bilanzierung der Milcherzeugung durch. Im Mittel weisen die ökologischen Betriebe THG-Emissionen von 983 g CO_2-Äquivalenten pro kg Milch auf, die konventionellen Betriebe dagegen THG-Emissionen von 1.047 g CO_2-Äquivalenten. Diese Unterschiede sind nach Aussagen der Autoren überwiegend systembedingt. Sie resultieren z.B. aus Restriktionen beim Futterzukauf, der Orientierung auf grobfutterintensive Fütterung, besondere Anforderungen an das Haltungssystem sowie Regelungen zum Weidegang im ökologischen Landbau; sie werden aber auch durch das betriebliche Management maßgeblich beeinflusst.

Nach Abwägung der oben genannten Sachverhalte ist davon auszugehen, dass der ökologische Landbau bezüglich ertragsskalierter THG-Emissionen in der Milchproduktion wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie der konventionelle Landbau erbringt.

6.4 Resümee und weitere Überlegungen

6.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Bodenbürtige Klimaschutzleistungen

Die Ergebnisse dieser Analyse, welche auf dem größten bisher genutzten Datensatz basieren, bestätigen weitgehend die Ergebnisse vorhergehender Studien. Ökologisch bewirtschaftete Flächen speichern mehr Kohlenstoff und emittieren geringere Mengen an Treibhausgasen als konventionell bewirtschaftete Flächen. Im Vergleich aller Studien liegt der Wert für die höhere C-

Speicherung des Ökolandbaus von 256 kg C pro ha und Jahr unter dem von Gattinger et al. (2012) berechneten weltweiten Durchschnitt von 450 kg und im Rahmen des von Freibauer et al. (2004) geschätzten europäischen Potenzials von bis zu 500 kg. Diese Unterschiede sind in erster Linie auf die eingeschränkten agroklimatischen Zonen bzw. die angewendeten Auswahlkriterien zurückzuführen. Auch hinsichtlich des um 0,11 Prozentpunkte höheren relativen C-Gehalts kommt die vorliegende Studie zu einem ähnlichen Ergebnis wie Gattinger et al. (2012) (0,18 Prozentpunkte).

Durch die nach wie vor relativ eingeschränkte Datenlage zu Lachgas- und Methanemissionen aus Paarvergleichen müssen die Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden. Insgesamt deuten die Zahlen sowohl in Hinblick auf die bei ökologisch bewirtschaften Flächen niedrigeren N_2O-Emissionen (0,3 kg N_2O-N/ha pro Jahr) wie auch angesichts der um 0,09 kg CH_4-C/ha pro Jahr erhöhten CH_4-*Aufnahme* in die selbe Richtung, wie die von Skinner et al. (2014) errechneten weltweiten Werte. Mehrere vorhergehende Studien, die teilweise (Mondelaers et al., 2009) oder vollständig (Küstermann et al., 2008; Gryze et al., 2010) auf modellierten Daten basieren, waren auch zum Ergebnis niedrigerer Treibhausgasemissionen aus ökologisch bewirtschafteten Flächen gekommen.

Eine für die Interpretation der oben angeführten Daten wichtige Rolle spielen die in den verschiedenen Studien genutzten Untersuchungsmethoden. Unterschiedliche Beprobungsmächtigkeiten (von 5 cm bis 111 cm) machen sich insbesondere bei den absoluten Werten der C-Speicherung und des C-Gehalts bemerkbar. Für alle Indikatoren sind die Unterschiede im Beprobungszeitraum (zwischen 3 und 70 Jahren) und der Häufigkeit der Probennahmen von Bedeutung. Auch die unterschiedlichen Erhebungs- und Analysemethoden in den Fallstudien stellen eine gewisse Heterogenität der Daten dar, die jedoch zu vernachlässigen ist, solange nur die relativen Werte betrachtet werden, die sich aus der Gegenüberstellung der Paarvergleiche ergeben.

Ferner ist davon auszugehen, dass die relative und absolute Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus stark von geographischen (Boden, Klima, Exposition und Hanglage) und Managementbedingten Faktoren beeinflusst werden. Zu letzteren zählen insbesondere (a) die Bewirtschaftungsgeschichte (u.a. vorhergehender Anbau von Leguminosen und Dauer der ökologischen Bewirtschaftung), (b) die Bodenbearbeitung und (c) die Art der angebauten Feldfrüchte. Wie bereits im Kapitel 6.1 (Exkurs) angesprochen, ist der Einsatz von organischem Dünger wie Kompost oder Mist sowie von Ernteresten ein wichtiger erklärender Faktor für Unterschiede im C-Gehalt und in der C-Anreicherung von Böden. Im Ökolandbau kommt vergleichsweise viel organisches Material als Dünger zum Einsatz, somit kann der höhere C-Aufbau als systembedingter Unterschied gedeutet werden.

Umrechnung der Ergebnisse in CO_2-Äquivalente

Um die beschriebenen Klimaschutzleistungen in Folge der Kohlenstoffsequestrierung und verminderter Lachgas- und Methan-Emissionen untereinander vergleichen zu können, bedarf es einer Umrechnung in einheitliche CO_2-Äquivalente. Hierfür können die Koeffizienten aus dem Weltklimabericht (Myhre et al., 2013) herangezogen werden. Demnach ist von folgenden boden-

bürtigen THG-Emissionseinsparungen durch die Umstellung auf eine ökologische Bewirtschaftung auszugehen:

- C-Speicherung durch Ökolandbau: 256 kg C/ha und Jahr entspricht 939 kg CO_2-Äquivalenten/ha und Jahr
- N_2O-Minderung durch Ökolandbau (GWP_{N_2O} 298): 0,3 kg N_2O-N/ha und Jahr entspricht 140 kg CO_2-Äquivalenten/ha und Jahr
- CH_4-Minderung bzw. -Aufnahme durch Ökolandbau (GWP_{CH_4} 25): 0,09 kg CH_4-C/ha und Jahr entspricht 3,0 kg CO_2-Äquivalenten/ha und Jahr
- Kumulierte Wirkung: 1.082 kg CO_2-Äquivalente/ha und Jahr

Unsichere Datenlage bei ertragsskalierten Emissionen

Aufgrund fehlender vergleichender Emissionsmessungen in ökologischen und konventionellen Tierhaltungssystemen (z.B. der Milcherzeugung) konnte eine Beurteilung der Klimarelevanz nur qualitativ anhand indirekter Indizien und auf Basis durchgeführter Modellierungen durchgeführt werden. Gleiches trifft auch für die THG-Emissionen pro Einheit Pflanzenertrag zu. Gerade die unterschiedlichen Futter- und Weideregime in den Rinderhaltungssystemen lassen unterschiedliche Emissionen aus der Wiederkäuerverdauung und aus den Exkrementen/ Wirtschaftsdüngern erwarten. Diese komplexen THG-Flüsse sowie die exakten Zusammensetzungen und Mengen der Rationen und Exkremente gilt es primär empirisch zu erfassen, bevor sie Einzug in eine vergleichende Klimabilanzierung finden (Meier et al., 2015; Paulsen et al., 2014). Neuartige Messverfahren wie das GreenFeed-System von Agroscope, Schweiz (Münger et al., 2018) sowie weitere Untersuchungen zu den THG-Flüssen im Wirkungsgefüge Boden/ Pflanze und der Wirtschaftsdünger können zu einer deutlichen Verbesserung des Wissensstandes beitragen.

Nach Auswertung der verfügbaren, relevanten wissenschaftlichen Literatur, werden folgende qualitative Beurteilungen abgeleitet:

- Der Ökolandbau erbringt bezüglich ertragsskalierter THG-Emissionen im Bereich Boden/ Pflanze wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie der konventionelle Landbau.
- Der Ökolandbau erbringt bezüglich stoffwechselbedingter Methanemissionen pro kg Milch vermutlich niedrigere Leistungen als der konventionelle Landbau.
- Der Ökolandbau erbringt bezüglich ertragsskalierter THG-Emissionen in der Milchproduktion wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie der konventionelle Landbau.

6.4.2 Bezugseinheiten zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung

Im Gegensatz zum Erhalt der biologischen Vielfalt oder zum Wasserschutz, die einen explizit lokalen Bezug haben, ist Klimaschutz (z.B. in Form geringerer THG-Emissionen) global wirksam und lässt sich aufaddieren. An welchem Ort der Welt THG-Emissionen eingespart werden hat also

keine große Relevanz. Dies bedeutet, dass auch die ortsunabhängige Bezugsgröße Ertragseinheit (z.B. Emissionen von CO_2-Äquivalenten pro Tonne Weizen) prinzipiell Sinn macht.

Die Logik hinter der Nutzung von Ertragseinheiten als Bezugsmaß ist, dass eine bestimmte Menge an Produkten erzeugt werden muss und dies möglichst klimafreundlich. Diese Sichtweise sollte jedoch in mehrerlei Hinsicht hinterfragt werden. Beispielsweise enden geschätzt ein Viertel bis die Hälfte aller produzierten Lebensmittel als Abfälle (Lundqvist et al., 2008; Gustavsson et al., 2011; Cederberg et al., 2011; Lipinski et al., 2013; Stuart, 2009). Anzumerken ist ferner, dass zwei Drittel des in der EU produzierten Getreides als Tierfutter genutzt wird (European Commission, 2018) und sich Ernährungsgewohnheiten ändern können – beispielsweise hinsichtlich des Fleischkonsums.

Eine alleinige Betrachtung der THG-Emissionen pro Ertragseinheit kann deshalb zu fehlgeleiteten Interpretationen führen. Ferner ist zu berücksichtigen, dass eine höhere Ertragsleistung pro Hektar zwar zu verringerten Emissionen pro Tonne Getreide führt, dadurch jedoch nicht zwangsläufig weniger Gesamtemissionen anfallen. Um letzteres zu erreichen, müssten entweder die Emissionen pro Fläche oder die Ackerfläche selbst verringert werden. Wenn es also um die Reduktion von Gesamtemissionen - wie die Erreichung nationaler bzw. europäischer Klimaschutzziele - geht, bietet sich für Systemvergleiche die Bezugsgröße Fläche (z.B. Emissionen von CO_2-Äquivalenten pro Hektar) an.

Anzumerken ist in diesem Zusammenhang ferner, dass die offizielle jährliche Berichterstattung des THG-Inventars der Bundesregierung (NIR) im Rahmen der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) die bodenbürtigen Emissionen auf den vorherrschenden Bestand an Agrarflächen in Hektar bzw. im Falle von Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement auf den Tierbestand bezieht. Der Ertragsbezug liegt hier also nicht direkt vor. In der wissenschaftlichen Literatur werden THG-Emissionen größtenteils auch auf Flächen und nicht auf Ertragszahlen bezogen.

Eine Ausnahme stellen Klimabilanzen auf Basis von Lebenszyklusanalysen dar, welche sich auf eine funktionelle Einheit (in kg Getreide oder Liter Milch) beziehen, um Produktionssysteme hinsichtlich ihrer CO_2-Bilanz (z.B. kg CO_2-Äquivalente/kg Weizen) zu vergleichen. Dies ist zwar technisch machbar, jedoch mit größeren Unschärfen behaftet, da u.a. die verwendeten Emissionsfaktoren nur bedingt für den jeweiligen Standort, die angebauten Kulturen und das Anbausystem gelten (Skinner et al., 2019; Meier et al., 2015; Skinner et al., 2014) und die Emissionsfaktoren aus den Vorleistungen, wie z.B. Wirtschaftsdüngermanagement/ Kompostierung bislang nur bedingt zuverlässig abgebildet werden können (Pardo et al., 2015).

Somit ist zu schlussfolgern, dass die Ertragseinheit/ der Ertrag grundsätzlich eine geeignete Bezugsgröße zur vergleichenden Beschreibung der Klimaschutzleistung darstellt. Jedoch erscheint sie aufgrund der wesentlich schwächeren Datengrundlage und der schwierigen technischen Umsetzbarkeit im Falle unterschiedlicher Feldfrüchte im selben Beobachtungsraum momentan nicht so gut geeignet wie die Bezugsgröße Fläche. Diese stellt nach wie vor den Standard dar. Idealer-

weise sollten beide Bezugsgrößen angeführt werden, um verschiedene Aspekte des Vergleichs abzubilden und ein differenziertes Bild zu ermöglichen.

6.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Um die Kohlenstoffspeicherung auf ökologischen Betrieben zu verbessern, bietet sich vor allem eine optimierte Versorgung aller Betriebsflächen mit Wirtschaftsdünger an[23]. Oft erhalten nur die hofnahen Flächen regelmäßig Wirtschaftsdünger, während die hoffernen Flächen nur bedingt mit organischer Substanz versorgt werden. Außerdem lässt sich durch die Integration von Gehölzen und Bäumen in die Agrarlandschaft eine Verbesserung der Biodiversität und weiteren Ökosystemleistungen, aber auch effektiv eine erhöhte C-Speicherung umsetzen (Ramachandran Nair et al., 2009). Besondere Bedeutung kommt auch dem Einsatz von Pflanzenkohle zu, die neben C-Speicherung auch bodenbürtige N_2O-Emissionen durch eine gesteigerte Aktivität von N_2O-reduzierenden Bakterien mindern kann (Krause et al., 2018). Auch die systematische Umsetzung der guten landwirtschaftlichen Praxis des regelmäßigen Kalkens zur Stabilisierung der pH-Werte im Boden im neutralen Bereich wirkt sich positiv auf N_2O-reduzierende Bakterien aus (Krause et al., 2018) und sichert zudem die Ertragsleistung der Böden.

Eine große Herausforderung im ökologischen Landbau ist ferner die Verbesserung der Stickstoff-Nutzungseffizienz durch eine nachhaltige Steigerung der Erträge sowie die Verminderung der „Ertragslücke“ zu konventionellen Systemen. Hierzu sind verschiedene Ansätze zu verfolgen, die im Kapitel 9 (Ressourceneffizienz) genauer ausgeführt werden.

6.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

Während es eine Vielzahl von Studien gibt, die Bodenkohlenstoff bzw. C-Speicherung auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen vergleichen, existieren bislang nur sehr wenige wissenschaftliche Veröffentlichungen zu den Treibhausgasen N_2O und CH_4. Insbesondere zu Vergleichen von CH_4-Emissionen aus ökologischer und konventioneller Landwirtschaft wurden bislang weltweit nur eine Handvoll Studien veröffentlicht. Insgesamt wird die Datengrundlage für die Indikatoren „Bodenkohlenstoff / C-Speicherung“ als gut bis mäßig, für „N_2O“ als gering und für „CH_4“ als sehr gering bewertet. Die detaillierte Betrachtung der Vergleichsuntersuchungen, bei denen Bodenkohlenstoff in Bodentiefen ≥ 30 cm gemessen wurde, bestätigt die Annahme von Gattinger et al. (2012), dass die C-Speicherleistung des Ökolandbaus aufgrund des verstärkten Anbaus von tiefwurzelnden Pflanzen im Ökolandbau stärker ausgeprägt ist, wenn tiefere Bodenschichten beprobt werden.

[23] Als „Wirtschaftsdünger“ werden organische Substanzen aus der Landwirtschaft wie Gülle, Mist oder Pflanzenrückstände bezeichnet.

Diese Bewertung der Datengrundlage verdeutlicht gleichzeitig den Forschungsbedarf für entsprechende Messungen in vergleichenden Langzeitversuchen. Gänzlich fehlen bislang vergleichende Messungen der CH_4-Emissionen aus ökologischer und konventioneller Rinderhaltung, obwohl dies die zweitgrößte THG-Quelle in der deutschen Landwirtschaft ist (Umweltbundesamt, 2018). Dies ist größtenteils dadurch begründet, dass solche Versuchsanstellungen experimentell anspruchsvoll und kostspielig sind. Es gibt zwar zahlreiche publizierte Klimabilanzen von tierischen Lebensmitteln aus ökologischer und konventioneller Produktion, jedoch werden hier für beide Rinderhaltungssysteme gleiche Emissionsfaktoren für THG-Emissionen aus der Verdauung und den Exkrementen angenommen, obwohl unterschiedlich zusammengesetzte Futterrationen zugrunde liegen (Meier et al., 2015).

In der vorliegenden Literaturauswertung unberücksichtigt sind Optimierungen des Ressourcen- und Klimaschutzes durch Innovationen wie reduzierte Bodenbearbeitung, Agroforstwirtschaft, Präzisionslandwirtschaft und den Einsatz von Pflanzenkohle. Dies liegt daran, dass deren Klimawirkung noch nicht in vergleichenden Feldversuchen (öko. vs. kon.) untersucht wurde. Während konservierende Bodenbearbeitung im konventionellen Landbau bzgl. C-Speicherung und THG-Emissionen keine Vorteile gegenüber dem Pflugeinsatz bringt (Powlson et al., 2014), scheint konservierende Bodenbearbeitung im Ökolandbau die C-Speicherung im Boden zu begünstigen (Cooper et al., 2016). Eine N_2O-Minderung von 30 % wurde bei teilflächenspezifischer mineralischer N-Düngung auf dem Versuchsgut Scheyern erzielt (Sehy et al., 2003). Ob dies auch für organische Düngung zutrifft, ist bislang ungeklärt. Labor- und Feldversuche deuten darauf hin, dass Pflanzenkohle bis zu 54 % der N_2O-Emissionen mindern kann (Cayuela et al., 2014). Eine Zulassung von Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff für den Ökolandbau steht jedoch noch aus. Neueste molekularbiologische Untersuchungen in Böden des DOK-Versuchs und aus anderen Langzeitversuchen zeigen, dass der letzte Schritt des Denitrifikationsprozesses, die Reduktion von N_2O zu N_2, leichter durch Bodenbewirtschaftung im Sinne der guten landwirtschaftlichen Praxis zu beeinflussen ist als die N_2O-Bildung während der Nitrifikation und der Denitrifikation (Krause et al., 2017). Niedrige pH-Werte < 5.0 führen zu einer gehemmten N_2O-Reduktion, was erhöhte N_2O-Emissionen gegenüber Böden mit neutralem pH zur Folge hat.

Unklar ist bislang, wie sich langjährige ökologische Bewirtschaftung (> 30 Jahre) auf die bodenbürtigen THG-Emissionen auswirkt. Entsprechende Messungen aus dem Schweizer DOK-Versuch liefern Hinweise, dass die langfristige Entwicklung der Bodenqualität ursächlich dafür zu sein scheint, dass zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung keine Unterschiede mehr in den ertragsskalierten N_2O-Emissionen vorliegen (Skinner et al., 2019).

Da in den oberen Bodenschichten die Unterschiede bezüglich C-Speicherung relativ gering sind, besteht Forschungsbedarf an Untersuchungen mit größerer Beprobungstiefe. Dringender Forschungsbedarf herrscht bei vergleichenden Studien zu Lachgas- und Methanemissionen von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft, da beide Treibhausgase um ein Vielfaches klimawirksamer als CO_2 sind und zudem im Gegensatz zu Bodenkohlenstoff keiner zeitlichen Begrenzung unterliegen.

Außerdem besteht großer Forschungsbedarf zur Klimawirkung der Rinderhaltung auf ökologisch und konventionell geführten Betrieben. Die im Rahmen eines Netzwerks von Praxisbetrieben durchgeführte Studie zur Klimawirkung ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung liefern zwar wertvolle Erkenntnisse (Frank et al., 2015), jedoch bleiben die großen Unsicherheiten bezüglich der Emissionen aus enterischer Fermentation und aus Wirtschaftsdüngern, da diese nicht mit entsprechenden Messverfahren erfasst wurden. Zielführend wären in diesem Zusammenhang auch vergleichende Untersuchungen von high-input (Kraftfutter basierten) und low-input (Grasland basierten) Milchproduktionssystemen, da hier unterschiedliche Fütterungsregime in ihrem Emissionsverhalten direkt berücksichtigt würden.

7 Klimaanpassung

Karin Levin, Robert Brandhuber, Annette Freibauer, Klaus Wiesinger

7.1 Hintergrund und Relevanz

Als Folge des fortschreitenden Klimawandels gehen wissenschaftliche Untersuchungen davon aus, dass künftig auch in Deutschland die Extremwetterereignisse zunehmen werden. Deutschländer & Dalelane (2012) erwarten beispielsweise, dass im Sommer längere Trockenperioden auftreten und der Anteil der Starkniederschläge am Gesamtniederschlag zunimmt. In Deutschland ist die mittlere Regenerosivität der Periode von 2001 bis 2017 um 66 % höher als die bisherige Referenz mit Daten einer Periode der 1960er bis 1980er Jahre (Fischer et al., 2018). Der Abtrag bei manchen Kulturen wie dem Winterweizen hat sich sogar vervierfacht, da ein deutlich höherer Anteil an erosivem Regen im Winter fällt, wenn die meisten Felder nur wenig bedeckt sind (Fischer et al., 2018). Nach Projektionen von Auerswald et al. (in Abstimmung) wird sich bedingt durch den Klimawandel die Erosivität der Niederschläge in Bayern bis 2050 noch wesentlich stärker erhöhen. In der gleichen Größenordnung würde sich ohne geeignete Gegenmaßnahmen auch der Bodenabtrag stark erhöhen. Sollten künftig die Hochwasser- und Erosionsgefährdung weiter zunehmen, würden auch die damit verbundenen Kosten steigen, die bereits heute erheblich sind. Schuler et al. (2006) schätzen beispielsweise, dass die jährlichen gesellschaftlichen Kosten („off-site costs“) der Bodenerosion in Deutschland bereits mindestens 135 Mio. € betragen. Noch wesentlich höher sind die Schäden, die durch Hochwasser entstehen. So löste eine einzige Großwetterlage mit heftigen Niederschlägen im Jahr 2016 großflächige Überschwemmungen aus, die in Deutschland zu einem geschätzten Gesamtschaden von über 2,6 Mrd. € führten und sieben Menschen das Leben kosteten (Bachmair & Faust, 2017). Prognosen gehen davon aus, dass in 20 Jahren voraussichtlich zehnmal so viele Menschen in Deutschland durch den Klimawandel vom Hochwasser betroffen sein werden als vor 15 Jahren (Willner et al., 2018).

Vor diesem Hintergrund gewinnen landwirtschaftliche Praktiken an Bedeutung, die zum Hochwasserschutz beitragen. Ein hohes Infiltrationspotenzial kann zu einer Reduktion des Wasserabflusses und einer verminderten Überschwemmungsgefahr beitragen. Ein effektiver Erosionsschutz verhindert bzw. reduziert die Abschwemmung von Bodenmaterial und damit auch von Nähr- und Schadstoffen, wodurch wiederum die Eutrophierung von Oberflächengewässern und anderen benachbarten Ökosystemen reduziert werden kann. Außerdem sinken die Schäden und Folgekosten, wenn weniger Schlamm von den Feldern in Infrastruktur und Siedlungen geschwemmt wird. Durch Erosionsschutz werden auch wichtige Bodenfunktionen wie das Filtern von Verunreinigungen aufrechterhalten, was wiederum positiv auf die Grundwasserqualität zurückwirkt. Der saisonale Wasserrückhalt im Boden stabilisiert das regionale Wasserregime und unterstützt das Niedrigwassermanagement, die Pufferung gegen Trockenperioden wird verbessert. Dadurch kommt es auch zu geringeren Ernteausfällen sowie Ertragsschwankungen und damit zu weniger Ertragskosten.

Die gesellschaftliche Leistung einer im Hinblick auf Erosions- und Hochwasserschutz dem Klimawandel angepassten Landnutzung besteht folglich darin, dass trotz zunehmender Sturzfluten und Starkregen die damit verbundenen Personen- und Sachschäden vermindert werden können und dadurch weniger öffentliche Kosten entstehen.

Exkurs: Mechanismen der Bodenerosion durch Wasser

Nachfolgend werden die wesentlichen Einflussgrößen auf die durch Wasser hervorgerufene Bodenerosion beschrieben, die in der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG)[24] enthalten sind (Schwertmann et al., 1990). Demnach wird der langjährige, mittlere jährliche Bodenabtrag durch folgende Faktoren bestimmt, die - mit Ausnahme der Regenerosivität - durch die Landnutzung beeinflusst werden können:

- *Bodenerodierbarkeitsfaktor K:* Die Erosionsgefährdung eines Bodens hängt von vielen Bodeneigenschaften ab (Schwertmann et al., 1990). Die zwei wesentlichen Bodeneigenschaften, die die Bodenerodierbarkeit beeinflussen, sind die Infiltrationskapazität und die strukturelle Stabilität (Weil & Brady, 2017). Stabile Bodenaggregate sind widerstandsfähiger sowohl gegen Ablösung durch Regentropfen als auch gegen Transport durch Oberflächenabfluss (Weil & Brady, 2017). Höhere Infiltration bedeutet weniger Wasser für den Oberflächenabfluss. Stabile Bodenaggregate sind auch widerstandsfähiger gegen Zerschlagung durch Wasser. Zerschlagung der Aggregate kann zu Verschlämmung und verkrusteten Bodenoberflächen mit verminderten Infiltrationsraten und höherem Oberflächenabfluss führen (Le Bissonnais, 1996). Die Aggregatstabilität ist stark von der Textur (Kainz, 1991) und dem Gehalt an organischer Substanz abhängig (Morgan, 1999). Die Aggregatstabilität und die organische Substanz beeinflussen wiederum die Infiltrationskapazität. Mit zunehmender organischer Substanz nimmt die Bodenerodibilität ab (Morgan, 1999). Wird eine hohe Zufuhr von organischer Substanz über lange Zeit aufrechterhalten, sodass die Gehalte an organischer Substanz in der obersten Bodenschicht ansteigen, könnte dies daher zu einer erosionsmindernden Wirkung führen. Diese Wirkung ist aber immer klein. Der Gehalt an organischer Substanz im Boden muss dauerhaft um 1 % angehoben werden (also beispielsweise von 2 % auf 3 % der Bodenmasse), damit die Bodenerodierbarkeit um 10 % sinkt (Wischmeier et al., 1971). Hinzu kommt, dass der Versuch, die Widerstandsfähigkeit durch organisches Material zu erhöhen, ein langwieriger Prozess ist (Morgan, 1999). Zum Vergleich: Erhöht man die Mulchbedeckung geringfügig von 10 % auf 15 %, ist ebenfalls eine Senkung des Bodenabtrags um 10 % zu erwarten (siehe Ausführungen zum C-Faktor). Dies ist meist wesentlich einfacher zu erreichen als eine deutliche (s.o.) Anhebung der organischen Substanz. Letztere ist jedoch mittel- bis langfristig wirksam, während hohe Bodenbedeckungsgrade Jahr für Jahr wiederhergestellt werden müssen.

[24] Mithilfe der Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) lässt sich der durch Wassererosion verursachte mittlere jährliche Bodenabtrag einer Fläche abschätzen. Die Gleichung lautet: $A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$ (A: Langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag, R: Regenerosivitätsfaktor, K: Bodenerodierbarkeitsfaktor, LS: Topographiefaktor, C: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor, P: Erosionsschutzfaktor)

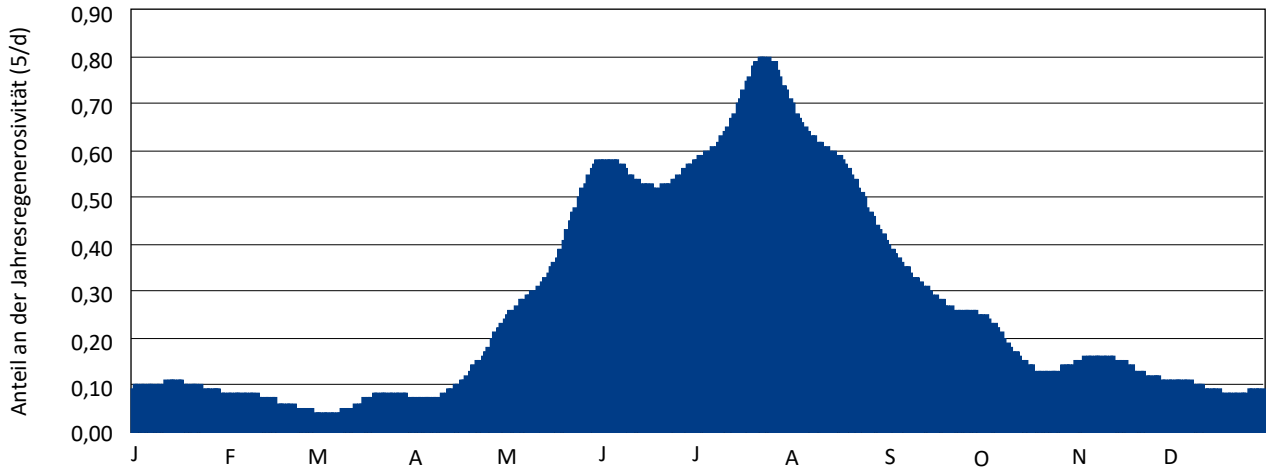
- *Topographiefaktor LS:* Mit dem Topographiefaktor wird die Auswirkung von Hanglänge (L-Faktor) und Hangneigung (S-Faktor) auf den Bodenabtrag bestimmt. Der Bodenabtrag nimmt mit zunehmender Hanglänge und Hangneigung zu (Schwertmann et al., 1990): *„Mit zunehmender Hanglänge sammelt sich hangabwärts immer mehr Oberflächenwasser und dieses fließt immer schneller ab“* (Schwertmann et al., 1990: 29). Die Hangneigung kann nur in geringem Umfang verändert werden (Schwertmann et al., 1990), die Hanglänge hingegen kann relativ einfach durch Änderung der Schlaggröße reduziert oder erhöht werden.
- *Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C:* Der C-Faktor quantifiziert den Einfluss von Fruchtfolgegestaltung und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Bodenabtrag. Zunächst ist wichtig, dass die Regenerosivität einen ausgeprägten Jahresgang hat (Abbildung 7.1 a)). Von November bis März fällt in Deutschland relativ wenig erosiver Regen. Ein guter Erosionsschutz bringt daher im Februar vergleichsweise wenig, während eine Lücke im Erosionsschutz im Mai sich stark auswirken wird. Es kommt daher erheblich darauf an, wann im Jahr ein geringer Erosionsschutz vorhanden ist. Allerdings verharren die Felder von Mitte November bis Mitte März nahezu in ihrem Bedeckungszustand. Während dieses viermonatigen Zeitraums fallen immerhin 11 % der Jahreserosivität. Daher spielt es eine Rolle, ob die Felder gut bedeckt in die Winterperiode gehen oder in einem erosionsanfälligen Saatbettzustand sind, wie das bei Winterweizen der Fall ist.

  Der Erosionsschutz lässt sich in drei Wirkungen zerlegen, je nachdem, ob die Wirkung über dem Boden, auf dem Boden oder im Boden erfolgt. Dies entspricht den Wirkungen der Pflanzenbedeckung, der Mulchbedeckung und der vielfältigen Bodenwirkungen (z. B. Aggregatstabilität, Durchwurzelung). Für die meisten Fälle gilt, dass sich die stärkste Erosionsminderung am leichtesten erreichen lässt, in dem die Mulchbedeckung erhöht wird. Dies ist die Grundlage des Mulchsaatverfahrens oder der Minimalbodenbearbeitung. Die Pflanzenbedeckung hat ebenfalls eine starke Wirkung. Sie lässt sich - im Gegensatz zur Mulchbedeckung - nur durch die Wahl der Kulturarten wesentlich beeinflussen. Die Wirkungen, die im Boden erfolgen, sind am vielfältigsten, in ihrem Effekt aber überwiegend weitaus schwächer als die Wirkungen der Mulchbedeckung und der Pflanzenbedeckung.

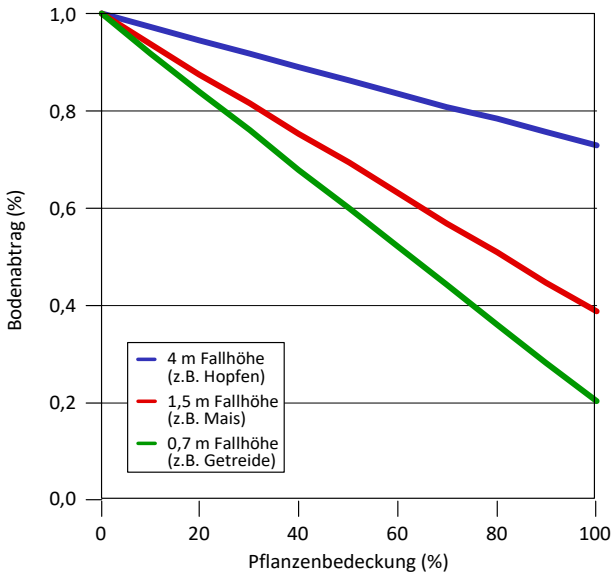
  - Wirkung der Pflanzenbedeckung: Der Erosionsschutz steigt linear an, je mehr Oberfläche durch Pflanzen bedeckt ist. Dabei ist die Wirkung umso besser, je näher die Pflanzenbedeckung der Bodenoberfläche ist (Abbildung 7.1 b)). Bei gleicher Bedeckung ist daher der Schutz durch Mais (mittlere Abtropfhöhe ca. 1,5 m) deutlich schlechter als der Schutz durch Getreide (mittlere Abtropfhöhe 0,7 m). Die stark erosionsmindernde Wirkung von Untersaaten beruht daher auf zwei Effekten: Zum einen erhöhen sie die Bodenbedeckung (diese Wirkung ist meist gering). Zum andern wächst die Untersaat unter der Hauptkultur und vermindert dadurch die mittlere Abtropfhöhe wesentlich.

Abbildung 7.1 Einfluss der Jahreszeiten auf die Erosivität (a) und Einfluss der Pflanzenbedeckung auf den Bodenabtrag (b)

a) Relativer Anteil an der Jahreserosivität



b) Einfluss einer Pflanzenbedeckung auf den Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Abtropfhöhe



Quelle: a) Fischer et al., 2018 b) Wischmeier & Smith, 1978; Renard et al., 1997

- Wirkung der Mulchbedeckung: Diese Wirkung ist im Gegensatz zur Wirkung der Pflanzenbedeckung überproportional. D.h. mit 30 % Bedeckung der Bodenoberfläche durch Mulchmaterial lässt sich der Abtrag um ca. 60 % vermindern. Daher werden bei Mulchsaat nur 30 % Mulchbedeckung und nicht etwa eine vollständige Bedeckung gefordert (Schwertmann et al., 1990).
- Wirkungen im Boden: Hier wird die Wirkung von Dämmen, der Bodenrauigkeit, von eingearbeiteten Ernterückständen bzw. Wirtschaftsdüngern, von Wurzeln und der Bodenruhe berücksichtigt. Hinzu kommen die erosionsfördernden Wirkungen der langandauernden hohen Mineraldüngung mit einwertigen Kationen (K^+, Na^+, NH_4^+) und der (Unterboden-) Verdichtungen durch hohe Achslasten.

Eine enorme Verminderung der Erosion durch die Kombination verschiedener Effekte ist möglich. Dies gilt zunächst sowohl für die konventionelle Landwirtschaft als auch für die ökologische Landwirtschaft. Wie bereits dargestellt, ließe sich schon allein durch 30 % Mulchbedeckung der Abtrag um 60 % reduzieren. Dies gilt allerdings nur dann so, wenn die 30 % Mulchbedeckung dauerhaft vorhanden sind.

Wenn diese Mulchbedeckung nur von Oktober bis März vorhanden ist, wenn nur 20 % der Jahreserosivität fallen (Abbildung 7.1), dann beträgt die Erosionsminderung nur noch 12 %. Wenn diese Mulchbedeckung dann nur in einem Jahr einer fünffeldrigen Fruchtfolge vorhanden ist, dann beträgt die Erosionsminderung nur noch 2,4 %, ist also fast zu vernachlässigen. Ein wirksamer Erosionsschutz ist daher nur zu erreichen, wenn die verschiedenen Maßnahmen gezielt eingesetzt und aufeinander abgestimmt werden. Dies ist selten der Fall.

Die Maßnahme, die auch ohne gezielte Erosionsschutzplanung eine relativ starke Wirkung zeigt, ist der Anbau mehr- oder überjähriger Klee-Gras- oder Luzerne-Gras-Gemenge (nachfolgend mit „Kleegras“ abgekürzt). Die durchgehend hohe Bedeckung der Jahre mit Kleegras bietet bereits einen Schutz, der über einen erheblichen Teil der Fruchtfolge reicht. Darüber hinaus bietet die durch die Bodenruhe ausgelöste Stabilisierung einen relativ langfristig wirkenden Schutz. Die Vorzüge des ökologischen Landbaus hinsichtlich des Erosionsschutzes dürften daher weitgehend auf die direkten Wirkungen und die Folgewirkungen des Kleegrases zurückzuführen sein, während andere Wirkungen (veränderte Kulturpflanzenentwicklung, Bearbeitungshäufigkeit, Biomassezufuhr) sich nur wenig vom konventionellen Ackerbau unterscheiden und die Unterschiede sich weitgehend kompensieren (ausgenommen effektive Mulchsaatverfahren). Daher genügt es, die Wirkungen des Kleegrases zu betrachten. Hier sind insbesondere seine Nachwirkungen von Bedeutung. Diese Nachwirkungen treten nicht zusätzlich zu den beschriebenen Wirkungen auf, sondern ergeben sich aus der Summe der Wirkungen von Biomassezufuhr und Stabilisierung der Bodenrauigkeit. Die stärkste abtragssenkende Wirkung tritt unmittelbar nach dem Umbruch auf und wird mit zunehmender Zeit immer schwächer, sodass zwei Jahre nach dem Umbruch die Nachwirkungen vernachlässigbar werden.

- *Erosionsschutzfaktor P:* Im Erosionsschutzfaktor wird die Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen wie Konturnutzung (Bodenbearbeitung quer zum Hang), Streifenbau und Terrassen

quantifiziert (Schwertmann et al., 1990; Morgan, 1999). Diese Maßnahmen werden eingesetzt, um den Oberflächenabfluss zu verlangsamen und zu leiten (Weil & Brady, 2017). Der Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen reduziert tendenziell den P-Faktor und somit den Bodenabtrag.

7.2 Grundlagen

7.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

In der EU-Öko-Verordnung wird das Thema Erosionsschutz in den Zielen und allgemeinen Grundsätzen der ökologischen Produktion nicht explizit adressiert (Verordnung (EG) 834/2007). Aspekte des landwirtschaftlichen Hochwasserschutzes wie Wasserinfiltration und Oberflächenabfluss fehlen gänzlich. Allerdings wird auf den Erosionsschutz in den Erwägungsgründen und in einzelnen Produktionsvorschriften Bezug genommen:

- So ist es gemäß der Verordnung ein Bestreben des ökologischen Pflanzenbaus, *„die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und zu verbessern und die Bodenerosion zu verhindern“ (Erwägungsgrund 12)*.
- Die Vorschriften für die pflanzliche Erzeugung sehen im Artikel 12 vor, dass *„bei der ökologischen/ biologischen pflanzlichen Erzeugung (…) Bodenbearbeitungs- und Anbauverfahren angewendet werden, die (…) Bodenerosion verhindern“*.
- Eine mehrjährige Fruchtfolge ist laut EU-Öko-Verordnung ein zentrales Element im Bewirtschaftungssystem des ökologischen Pflanzenbaus. Gemäß Artikel 12 müssen die *„Fruchtbarkeit und biologische Aktivität des Bodens (…) durch mehrjährige Fruchtfolge, die Leguminosen und andere Gründüngungspflanzen einschließt,* (…) *erhalten und gesteigert werden.“*.

Vergleichbare Vorgaben sind auch in den IFOAM-Richtlinien enthalten: *„Organic crop production systems employ measures to prevent land degradation, such as erosion and salinization*“ (IFOAM, 2014: 17). Ferner nennt die IFOAM die Erhaltung der Bodenbedeckung und die Fruchtfolgegestaltung als eine Maßnahme, um den Bodenabtrag zu minimieren. Auch in den Richtlinien mehrerer deutscher Anbauverbände (Biopark e. V., 2012; Ecoland e. V., 2009; Gäa e. V. - Vereinigung ökologischer Landbau, 2017; Naturland - Verband für ökologischen Landbau e. V., 2016) steht, dass geeignete Maßnahmen zur Verhinderung von Bodenerosion (und Oberflächenabfluss) ergriffen werden müssen. Dazu zählen der Humusaufbau (Demeter e. V., 2016) und eine angepasste Fruchtfolgegestaltung (Gäa e. V. - Vereinigung ökologischer Landbau, 2017). Die Richtlinien von Biokreis hierzu: *“Dem Boden sind ausreichende Mengen organischen Materials zuzuführen, um seinen Humusgehalt zu erhalten oder langfristig zu steigern*“ (Biokreis Verband für Ökologischen Landbau und gesunde Ernährung e. V., 2016: 15). Eine ähnliche Vorgabe ist auch in den IFOAM

Normen zu finden: „*Organic crop production systems conserve or improve the soil's structure, organic matter, fertility and biodiversity*" (IFOAM, 2014: 15).

Im Gegensatz zur EU-Öko-Verordnung sind in den Richtlinien der Anbauverbände weiterführende Vorgaben zur Fruchtfolgengestaltung enthalten: z. B. ein Mindestanteil an Leguminosen, Gründüngung und Zwischenfrüchten sowie zur Bodenbedeckung. So schreiben einige Verbände einen Mindestanteil von 20 % der Ackerfläche für den Anbau von Leguminosen vor (Biokreis Verband für Ökologischen Landbau und gesunde Ernährung e. V., 2016; Biopark e. V., 2012; Ecoland e. V., 2009; Gäa e. V. - Vereinigung ökologischer Landbau, 2017; Naturland - Verband für ökologischen Landbau e. V., 2016). Hier ist anzumerken, dass der Leguminosenanbau nicht a priori den Erosionsschutz verbessert, Feldfutterleguminosen wie Klee oder Luzerne oder deren Gemenge mit Gräsern hingegen schon (siehe Exkurs). Körnerleguminosen wie Erbsen und Ackerbohnen sind hingegen nicht günstiger als Getreide einzuschätzen. Die meist in weiter Reihe angebauten Pflanzen Soja und Lupine sind nochmals ungünstiger. In den Richtlinien mehrerer Verbände wird ferner eine Gründüngung vorgegeben, v.a. für den Gemüseanbau, (z. B. Bioland e. V. Verband für organisch-biologischen Landbau, 2016). Für Dauerkulturen wie den Obst-, Wein- oder Hopfenanbau wird eine (ganzjährige) Begrünung in den IFOAM Normen und den Verbandsrichtlinien vorgeschrieben. Der C-Faktor für Hopfen und für Früchte mit ähnlichem Anbausystem ist höher als bei allen anderen Kulturen (Schwertmann et al., 1990).

Maßnahmen um Erosion zu verhindern - wie eine angepasste Schlaggröße, Konturnutzung oder Terrassierung - werden in den Richtlinien vom Gäa Verband genannt (Gäa e. V. - Vereinigung ökologischer Landbau, 2017). Naturland schreibt vor, dass mit Grünstreifen entlang labiler Ökosysteme einem möglichen Bodenabtrag und Nährstoffeintrag vorgebeugt werden muss (Naturland - Verband für ökologischen Landbau e. V., 2016).

Aus den gesetzlichen Bestimmungen der EU-Öko-Verordnung und insbesondere den spezifischen Prinzipien der Öko-Anbauverbände lässt sich folglich ableiten, dass der ökologische Landbau für die Klimaanpassung, insbesondere den Erosions- und Hochwasserschutz, Vorteile gegenüber dem konventionellen Landbau haben könnte; zumindest ist dies intendiert. Zentrale Kriterien hierfür sind die Bodenbedeckung, die mehrjährige Fruchtfolge i.d.R. mit Feldfutterbau und der Humusaufbau.

7.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Der ökologische Landbau bietet verschiedene Ansatzpunkte zur Anpassung und Vorsorge gegen die Folgen des Klimawandels wie z. B. das erhöhte Risiko für Erosion und Hochwasser. Laut Stolze et al. (2000) hat der ökologische Landbau ein hohes Erosionsschutzpotenzial aufgrund von diversifizierten Fruchtfolgen mit guter Bodenbedeckung und einem hohen Anteil an Futterleguminosen, sowie eines geringeren Anteils an Reihenkulturen wie Mais. Die regelmäßige Zufuhr von Stallmist führt auch zu einer höheren Bodenstabilität (Stolze et al., 2000). Ökologisch bewirt-

schaftete Böden haben generell einen höheren Anteil an organischer Substanz (Tuomisto et al., 2012). In Kombination mit vielfältigen Fruchtfolgen entsteht eine bessere Bodenstruktur (Shepherd et al., 2002), die die Erosion tendenziell vermindert (Goh, 2011; Gomiero et al., 2008; Schnug & Haneklaus, 2002). Vielfältige Fruchtfolgen und der Verzicht auf Pestizide führen zu einer höheren Anzahl an Regenwürmern und höherer Biodiversität in ökologisch bewirtschafteten Böden und dadurch zu größerer Porosität, höherer Aggregatstabilität und höheren Infiltrationsraten (Schnug & Haneklaus, 2002). Höhere Infiltrationsraten im ökologischen Landbau reduzieren das Risiko für Hochwasserereignisse und deren Intensität (Schnug & Haneklaus, 2002; Scialabba & Müller-Lindenlauf, 2010). Modellberechnungen für ein 600 km^2 großes Einzugsgebiet in Deutschland zeigten, dass bei vollständiger Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung ca. 50 % weniger Fläche überflutet würden (Lilienthal & Schnug, 2008). Gemessener Bodenabtrag und Oberflächenabfluss waren auf ökologisch bewirtschafteten Flächen niedriger, was zu einer Zunahme des A-Horizonts führte (Stockdale et al., 2001).

Niedrigere Stickstoffverfügbarkeit und eine krankheitsbedingt frühere Abreife können zu niedrigeren Erträgen und Bodenbedeckungsgraden führen, was wiederum das Erosionsrisiko erhöht, ebenso wie mehr Bodenbearbeitung (Stolze et al., 2000). Einen positiven Effekt des ökologischen Landbaus auf die Bodenstruktur konnten langjährige Untersuchungen nur für die oberste Bodenschicht finden oder nur nach jahrzehntelanger Bewirtschaftung (Stolze et al., 2000). Jedoch überwiegen die positiven Effekte, sodass der C-Faktor, und damit der modellierte Bodenabtrag, für ökologisch bewirtschaftete Flächen niedriger ist (Stolze et al., 2000).

Allerdings ist die Datenlage bei Erosions- und Hochwasserschutz in Verbindung mit ökologischem Landbau unzureichend. Seufert & Ramankutty (2017) z. B. nennen in ihrem Review über die Leistungen des ökologischen Landbaus nur drei Studien zum Thema Erosion. Andere Reviews (Mander et al., 1999) nennen auch nur wenige Studien, die Erosion untersucht haben. Diese Studien zeigen aber generell, dass der ökologische Landbau das Erosionsrisiko senkt (Seufert & Ramankutty, 2017; Mander et al., 1999). Die Infiltrationsmessung ist sehr zeit- und arbeitsaufwändig, deswegen gibt es kaum Daten dazu (Schnug & Haneklaus, 2002) und die wenigen vorliegenden Daten haben eine hohe Variabilität (Hathaway-Jenkins et al., 2011).

7.2.3 Thesen und Erwartungen

Aufgrund systembedingter Unterschiede zwischen der ökologischen und der konventionellen Bewirtschaftung, wie sie im Kapitel 7.2.1 beschrieben wurden, und den bisher vorliegenden Forschungsergebnissen, die im Kapitel 7.2.2 zusammengefasst wurden, lassen sich für die weitere Analyse folgende Thesen aufstellen:

- Durch Fruchtfolgen mit höherem Anteil mehrjährigen Feldfutteranbaus (Klee- und Luzerne-Gras-Gemenge), verbreitete Verwendung von Untersaaten, niedrigeren Anteil von Reihenkulturen in der Fruchtfolge und höhere Deckungsgrade durch Beikräuter ist die Bodenbedeckung

höher und daher der **C-Faktor** (ABAG) im ökologischen Landbau niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft (These 1).

- Durch die Fruchtfolgegestaltung und die C-Zufuhr ist
  - der **C_{org}-Gehalt** (These 2) in der obersten Bodenschicht,
  - die **Aggregatstabilität** (These 3) in der obersten Bodenschicht sowie
  - die **Infiltration** im Boden (These 5)
  - im ökologischen Landbau höher als in der konventionellen Landwirtschaft und
  - die **Trockenraumdichte** (These 4) in der obersten Bodenschicht im ökologischen Landbau niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft.
- Die höhere Bodenbedeckung, der C_{org}-Gehalt, die Aggregatstabilität und die Infiltration sowie die niedrigere Trockenraumdichte führen zu niedrigerem **Oberflächenabfluss** und **Bodenabtrag** (These 6) im ökologischen Landbau, bezogen auf die landwirtschaftliche Produktionsfläche.

7.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

Wie einleitend beschrieben, gibt es unterschiedliche Formen der Bodenerosion. Folglich können auch verschiedene Indikatoren zur Bewertung der Erosion bzw. der durch eine angepasste Bewirtschaftung erbrachten gesellschaftlichen Leistungen herangezogen werden. Der Schwerpunkt dieses Kapitels liegt auf der Flächen- und Rillenerosion durch abfließendes Wasser. Nicht berücksichtigt wurde der Bodenabtrag bzw. –verlust durch Rinnen-, Graben- und Winderosion, da hierzu keine Vergleichsstudien gefunden wurden. Auch die Erosionsformen, die nur anthropogenen Ursprungs sind und nicht auf der Einwirkung von Wasser oder Wind beruhen, werden nicht behandelt. Dies ist zum einen die sogenannte Bearbeitungserosion, die durch die Bodenverlagerung bei der Bodenbearbeitung ausgelöst wird. Die Bodenverluste der Bearbeitungserosion (de Alba et al., 2004; van Oost et al., 2006) werden häufig in ähnlicher Größenordnung beziffert wie die der Flächenerosion durch Wasser und steigen mit der Zahl der Bodenbearbeitungen, mit der Tiefe der Bodenbearbeitung und mit abnehmender Größe der Feldstücke. Es ist zu erwarten, dass diese Erosionsform im ökologischen Landbau etwa die gleiche Bedeutung hat wie im konventionellen Landbau. Die zweite rein anthropogen bedingte Erosionsform sind zum anderen die Bodenverluste bei der Ernte von Rüben, Knollen und anderen im Boden wachsenden Ernteprodukten (der sogenannte Schmutzanhang) (Poesen et al., 2001; Schulze Lammers & Strätz, 2003). Dazu wurden nur 2 Studien gefunden. Die eine zeigte, dass der Bodenverlust bei der Ernte von Kartoffeln im ökologischen Landbau wesentlich geringer war als im konventionellen Landbau (Auerswald et al., 2006), wobei aber eine Folgestudie belegte, dass dies nur auf Bodenunterschiede (dem Anteil der Fraktion < 16 µm) zurückzuführen war (Ruysschaert et al., 2007).

Um die Flächen- und Rillenerosion zu ermitteln, haben Studien den **Bodenabtrag** gemessen und/ oder modelliert, z. B. mit der ABAG (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE). Ein weiterer verwendeter Indikator ist der **C-Faktor** aus der ABAG, der die Erosionswirksamkeit der Bodenbedeckung und -bearbeitung im Rahmen einer Fruchtfolge anzeigt. Je niedriger der C-Faktor, desto niedriger der (modellierte) Bodenabtrag. Andere Studien benutzen den **Gehalt organischer Substanz**, der einer der Haupteinflussfaktoren auf die Erodierbarkeit des Bodens ist. Je höher der Anteil organischer Substanz im Boden ist, desto höher ist die Stabilität der Bodenaggregate. Das Erosionsrisiko kann ferner auch anhand physikalischer Bodeneigenschaften eingestuft werden, z. B. der Trockenraumdichte oder der Aggregatstabilität. Die **Aggregatstabilität** beschreibt den Widerstand, den Bodenaggregate zerstörenden Einflüssen entgegensetzen können. Die Aggregatstabilität wird mit verschiedenen Methoden ermittelt, u.a. als Geometrischer Mittlerer Durchmesser (GMD) nach Nasssiebung der Aggregate oder als Anteil an Makroaggregaten. Die **Trockenraumdichte** bezieht sich auf das Verhältnis zwischen Bodenmasse und Bodenvolumen. Eine niedrige Dichte kann die Infiltration erhöhen.

Relevante Indikatoren für den Hochwasserschutz sind die Infiltration und der Oberflächenabfluss. Ein hohes **Infiltration**spotenzial reduziert den Oberflächenabfluss und trägt zum Hochwasserschutz bei. Der **Oberflächenabfluss** zeigt an, wie viel Regenwasser auf der Bodenoberfläche abfließt und nicht in den Boden eindringt.

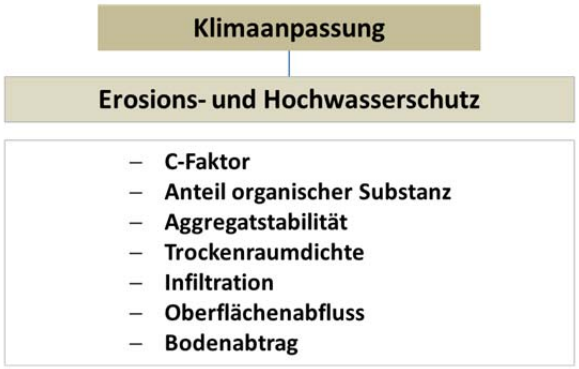
Begründung für die ausgewählten Indikatoren

Für die Literaturauswertung werden alle genannten Indikatoren verwendet (siehe auch Abbildung 7.2), die in drei Gruppen unterteilt werden können:

- Für die Bewertung des Beitrags zum Erosionsschutz auf Betriebsebene wird der C-Faktor aus der ABAG herangezogen, der sowohl die Wirkung über den Boden als auch die Wirkung über die Bedeckung (z. B. Mulch) erfasst.
- Für die Bewertung der Vorsorge gegen Erosion und Oberflächenabfluss auf Schlagebene werden der C_{org}-Gehalt, die Aggregatstabilität und die Trockenraumdichte verwendet.
- Für die Bewertung des tatsächlichen Erosions- und Hochwasserschutzes auf Schlagebene werden der Bodenabtrag, die Infiltration und der Oberflächenabfluss genutzt – diese Indikatoren beziehen im Gegensatz zu C-Faktor, C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität und Trockenraumdichte auch alle andern, nicht bewirtschaftungsbedingten Eigenschaften wie Bodentextur oder Hangneigung mit ein[25].

[25] Der Indikator Bodenabtrag kann neben der Schlagebene auch für die regionale oder Landschaftsebene modelliert und ausgewertet werden.

Abbildung 7.2 Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich Klimaanpassung



Quelle: Eigene Darstellung

Übersicht über die Datengrundlage

Für die Analyse der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich Klimaanpassung (d.h. Erosions- und Hochwasserschutz) wurden insgesamt 43 Studien berücksichtigt. Die Klassifikation der ökologischen Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung (Öko + / Öko = / Öko −) basiert auf folgender Einteilung: Für die Indikatoren C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität, Trockenraumdichte und C-Faktor wird ein Ergebnis als „gleich“ eingestuft, wenn der relative Unterschied zwischen den ökologischen und konventionellen Varianten nicht höher/ niedriger als +/ -10 % ist. Für die Indikatoren Infiltration, Oberflächenabfluss sowie Bodenabtrag wurde ein Schwellenwert von +/ - 20 % angewendet.

7.3.1 Fruchtfolgeeffekte (C-Faktor)

Obwohl nur 3 Studien zum C-Faktor gefunden wurden (Tabelle 7.1), stellen diese Studien eine Auswertung des C-Faktors auf 3 Ebenen dar: für individuelle Fruchtarten, auf der Betriebsebene und auf regionaler Ebene. Der C-Faktor war im Mittel (Median) in den ökologischen Varianten um 19 % niedriger der relative Unterschied schwankte zwischen -77 % und 25 %. Anzumerken ist, dass zwei der drei Studien Daten aus Deutschland analysierten.

Die Ergebnisse für die individuellen Fruchtarten zeigen, dass die Wirkung des ökologischen Landbaus abhängig von der Fruchtart ist (Arnhold et al., 2014). Niedrigere Erträge im ökologischen Landbau können auf geringere Deckung der Kulturpflanzen oder auf höhere Konkurrenz durch mehr Beikräuter zurückzuführen sein. Im ersten Fall bedeutet dies weniger Bodenbedeckung, vor allem bei Reihenkulturen wie Kartoffeln und daher einen höheren C-Faktor. Wenn es keine deutlichen Ertragsunterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Varianten gibt, hat der ökologische Landbau eine bessere Bodenbedeckung durch den höheren Anteil an Beikräutern und daher einen niedrigeren C-Faktor (Arnhold et al., 2014). Wenn diese zusätzliche Biomasse in den Boden eingearbeitet wird, hilft sie den Boden zu stabilisieren (Renard et al., 1997).

Tabelle 7.1 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des C-Faktors im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
C-Faktor	3	4 (1)	1 (0)	1 (0)	66% 17% 17%

Öko + Niedrigerer C-Faktor ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -10 %)
Öko = Vergleichbarer C-Faktor ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 10 %)
Öko - Höherer C-Faktor ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +10 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

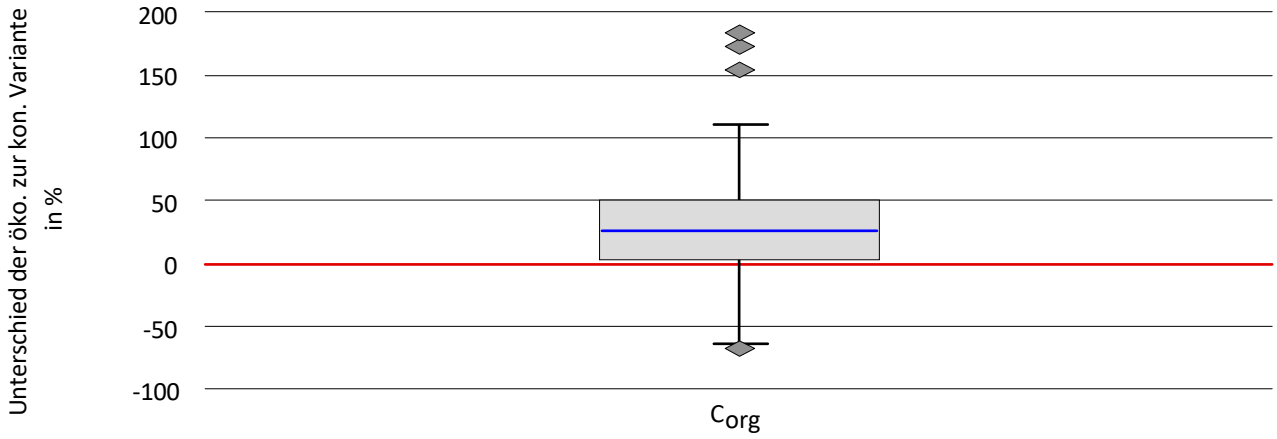
Quelle: Eigene Auswertung

Über eine ganze Fruchtfolge gesehen (Auerswald et al., 2003) oder gar auf der regionalen Ebene (Auerswald et al., 2003; Auerswald et al., 2018) war der C-Faktor, und daher auch der berechnete Bodenabtrag, im ökologischen Landbau niedriger im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft. Eine Studie aus Bayern (Auerswald et al., 2003) zeigt, dass Ökolandwirte tendenziell Flächen mit steileren Hängen, mehr Niederschlag und eher flachgründigen Böden bewirtschaften. Trotzdem war der gemessene und berechnete Bodenabtrag niedriger als auf konventionellen Flächen. Eine neuere Studie bestätigt den niedrigeren Bodenabtrag im ökologischen Landbau (Auerswald et al., 2018). Die Bodenbedeckung durch die Fruchtfolgegestaltung im ökologischen Landbau, namentlich der höhere Anteil an Kleegras und niedrigere Anteil an Reihenkulturen wie Mais und Zuckerrüben, wird hier als Hauptgrund für die niedrigere Erosion gegenüber der konventionellen Landwirtschaft genannt (Auerswald et al., 2003). Bei einer mangelnden Bodenbedeckung kommt es zur Zerschlagung der Bodenaggregate durch Niederschläge und der Boden verschlämmt (Beyer, 1991). Der Kleegrasanbau wirkt aus verschiedenen Gründen erosionsmindernd. Kleegrasanbau bedeutet nicht nur einen hohen Bodenbedeckungsgrad, sondern hat auch eine Bodenabtrag senkende Nachwirkung, die bis zu 2 Jahre anhält (siehe Kapitel 7.2). Indem sie Fruchtfolgen mit Gründüngung und Zwischenfrüchten im ökologischen Landbau fordern, nehmen die EU-Öko-Verordnung und die Richtlinien der Öko-Anbauverbände indirekt Einfluss auf den Erosions- und Hochwasserschutz im ökologischen Landbau. Auch das Verbot der Verwendung chemisch-synthetischer Pestizide im ökologischen Landbau (siehe z. B. Artikel 12(1)h der EU-Öko-Verordnung) hat zur Folge, dass z. B. in Bayern auf ökologisch bewirtschafteten Flächen weniger Kulturen angebaut werden, die ein sehr hohes Erosionspotenzial haben (Mais, Zuckerrüben, Hopfen) (Auerswald et al., 2018). Das Verbot der Verwendung von mineralischen Stickstoffdüngern (siehe z. B. Artikel 12(1)e der EU-Öko-Verordnung) hat zur Folge, dass zur N-Versorgung im ökologischen Landbau der Kleegrasanteil höher ist (Auerswald et al., 2018). Barbieri et al. (2017) zeigen in ihrer Metaanalyse, dass global gesehen der Feldfutteranteil in Fruchtfolgen im ökologischen Landbau fast dreimal höher ist als in der konventionellen Landwirtschaft. Hinzu kommen höhere Anteile an Zwischenfrüchten und Untersaaten (Barbieri et al., 2017), die auch zu einer längeren und höheren Bodenbedeckung beitragen. Die Ergebnisse entsprechen der These 1, dass die Fruchtfolge im ökologischen Landbau zur höheren Bodenbedeckung beiträgt.

7.3.2 Anteil organischer Substanz

In den Vergleichswerten der 14 Studien mit 71 Vergleichspaaren war der Gehalt an organischem Kohlenstoff in der obersten Bodenschicht (je nach Studie bis maximal 35 cm Tiefe) im Mittel (Median) um 26 % höher in den ökologischen Varianten (Abbildung 7.3). Für die Experimentalstudien bedeutet das, dass der C_{org}-Gehalt in den ökologischen Varianten in der obersten Bodenschicht im Durchschnitt 5 g/kg höher war (siehe Tabelle 7.2).

Abbildung 7.3 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des C_{org}-Gehaltes bezogen auf die Produktionsfläche



Positive Werte bedeuten einen höheren C_{org} Gehalt im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n= 71).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.2 Absolute Werte aus den Experimentalstudien zum Indikator C_{org}-Gehalt (g/kg)

	Ökologische Bewirtschaftung	Konventionelle Bewirtschaftung
Mittelwert	23,9	19,3
Median	23,6	16,5
Min-Wert	1,9	1,5
Max-Wert	58,9	61,5

Quelle. Eigene Berechnung

Bei 66 % der Vergleichspaare war der C_{org}-Gehalt in der ökologischen Variante höher (Tabelle 7.3). Diese Ergebnisse bestätigen These 2. 60 % dieser Studien kommen aus dem Norden Europas und aus derselben Klimazone wie Deutschland (Cfb; Erläuterung zum Cfb s. Kap. 2). Sie haben ähnliche landwirtschaftliche Systeme. Berechnet man den Bodenabtrag mit der ABAG mit den

Werten aus den Experimentalstudien für den C_{org}-Gehalt, wäre allein aufgrund des höheren C_{org}-Gehalts der Bodenabtrag in den ökologischen Varianten um 5 % niedriger.

Tabelle 7.3 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des C_{org}-Gehaltes im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
C_{org}-Gehalt	24	47 (17)	9 (5)	15 (4)	66% 13% 21%

Öko + Höherer C_{org}-Gehalt ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +10 %)
Öko = Vergleichbarer C_{org}-Gehalt ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 10 %)
Öko - Niedrigerer C_{org}-Gehalt ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -10 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die organische Substanz, zusammen mit dem Tonanteil im Boden, bestimmt vornehmlich die Aggregatstabilität (Rasiah et al., 1992). Die organische Substanz hält Bodenaggregate zusammen, zudem hat sie einen hydrophoben Effekt, der die Aggregate schützt (Hillel, 2004). Durch die organische Substanz wird die mikrobielle Biomasse gefördert, so werden Stoffe mit einer klebenden Wirkung produziert und die Bildung von Aggregaten begünstigt (Hillel, 2004). Die organische Substanz wird wiederum in den Aggregaten vor rascher Mineralisierung geschützt (Papadopoulos et al., 2009). Als Grund für den höheren Anteil an organischer Substanz im ökologischen Landbau nennen Stockdale et al. (2001) die Zufuhr von organischem Material im ökologischen Landbau, ob als Gründüngung oder als Wirtschaftsdünger. Nach Armstrong Brown et al. (2000) wird Festmist öfters im ökologischen Landbau als in der konventionellen Landwirtschaft eingesetzt und kann zu einer Erhöhung des C_{org}-Gehalts führen. In zwei Studien war der C_{org}-Gehalt mehr als doppelt so hoch in den ökologischen Varianten, die mit Festmist bzw. Kompost gedüngt wurden, als in den konventionellen Varianten, die mineralisch gedüngt wurden (siehe Abbildung 7.3, Ausreißer nach oben) (Williams & Petticrew, 2009; Hondebrink et al., 2017). Ein höherer Anteil Feldfutterbau im ökologischen Landbau (siehe 7.3.1; Barbieri et al., 2017) könnte auch zu einer Erhaltung oder Erhöhung des C_{org}-Gehalts beitragen (Newbould, 1982). Der Humusaufbau ist in den Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus ein zentrales Element.

Es gibt hingegen verschiedene Gründe dafür, dass der C_{org}-Gehalt in manchen konventionellen Varianten gleich hoch oder höher war (Tabelle 7.2, Abbildung 7.3). Durch Pflügen wird die organische Substanz schneller oxidiert (Weil & Brady, 2017). West & Post (2002) fanden in ihrer Metaanalyse, dass no-till Systeme im Vergleich mit konventionellen Bodenbearbeitungssystemen höhere C_{org}-Gehalte in der obersten Bodenschicht (bis zu einer Tiefe von 15 cm) nachweisen. Flächen, die mit no-till Systemen in der konventionellen Landwirtschaft bewirtschaftet werden, können den gleichen oder einen höheren C_{org}-Gehalt nahe der Bodenoberfläche als ökologisch bewirtschaftete Flächen mit konventioneller Bodenbearbeitung haben (Larsen et al., 2014). Um-

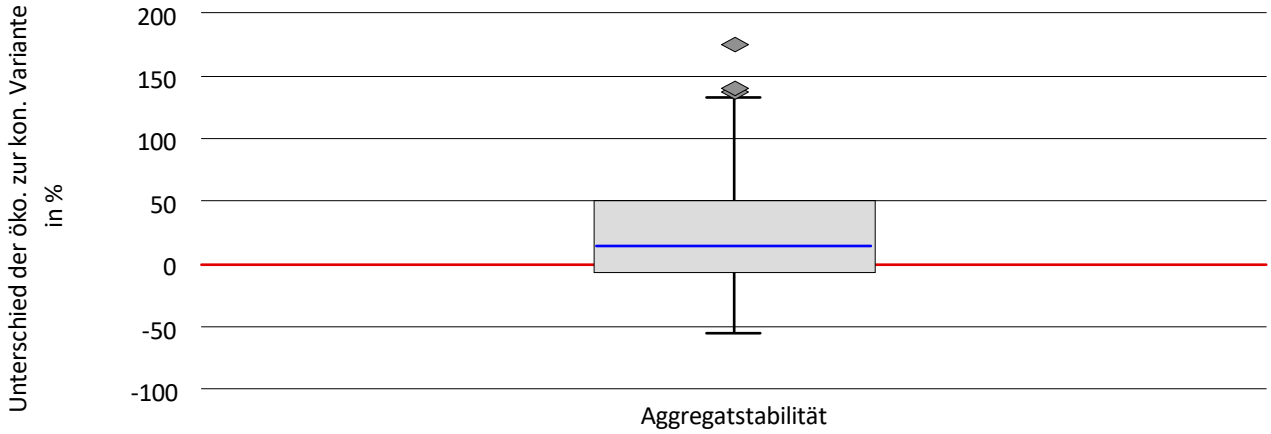
gekehrt führte die Kombination ökologischer Bewirtschaftung und no-till Bodenbearbeitung zu einem doppelt so hohen C_{org}-Gehalt in den obersten 15 cm im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung mit konventioneller Bodenbearbeitung (Larsen et al., 2014).

Um einen signifikanten Effekt auf den C_{org}-Gehalt zu haben, müssen hohe Mengen an organischem Material zugefügt werden, was in der Praxis nicht immer stattfindet (Hathaway-Jenkins et al., 2011). Niedrige Gaben an organischem Material können rasch mineralisiert werden (Evanylo et al., 2008). In den konventionellen Varianten wird die organische Substanz oft hauptsächlich durch Zersetzung der Ernte- und Wurzelrückstände aufgestockt. Höhere Erträge und dadurch mehr Ernte- und Wurzelrückstände in den konventionellen Varianten können dazu führen, dass der C_{org}-Gehalt in diesen Varianten höher ist. Wie in den Literaturreviews erwähnt, kann es Jahre dauern, bis der Boden die Wirkung des ökologischen Landbaus zeigt, v.a. in sandigen Böden mit niedrigem Tonanteil, die die organischen Substanzen nicht in Aggregate binden (Arnhold et al., 2014; Hathaway-Jenkins et al., 2011). Für Flächen, die noch nicht lange ökologisch bewirtschaftet werden, könnte daher die Variabilität zwischen den Vergleichsflächen den Bewirtschaftungseffekt übersteigen und zu einem niedrigeren C_{org}-Gehalt in den ökologischen Varianten führen (siehe Abbildung 7.3, Ausreißer nach unten) (Arnhold et al., 2014).

7.3.3 Aggregatstabilität

In der Hälfte der Literaturwerte von 22 Studien mit 76 Vergleichspaaren war die Aggregatstabilität in der ökologischen Variante höher (Tabelle 7.4), im Mittel (Median) über alle Werte um 15 % (Abbildung 7.4). Diese Ergebnisse bestätigen die dritte These. Insgesamt 63 % der Studien kommen aus dem nördlichen Europa und aus derselben Klimazone wie Deutschland (Cfb). Die Aggregatstabilität wurde mit verschiedenen Methoden gemessen, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschwert.

Abbildung 7.4 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Aggregatstabilität bezogen auf die Produktionsfläche



Positive Werte bedeuten eine höhere Aggregatstabilität im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n = 76).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.4 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Aggregatstabilität im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Aggregatstabilität	22	38 (19)	22 (12)	16 (5)	50% 29% 21%

Öko + Höhere Aggregatstabilität ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +10 %)
Öko = Vergleichbare Aggregatstabilität ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 10 %)
Öko - Niedrigere Aggregatstabilität ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -10 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Eine höhere Aggregatstabilität ist ein Schutzfaktor gegen Bodenabtrag und Verschlämmung (Weil & Brady, 2017). Verschlämmung verhindert die Infiltration und führt zu einem höheren Oberflächenabfluss (Kuhn et al., 2012). Die Aggregatstabilität wird stark von der organischen Substanz beeinflusst (Williams und Petticrew, 2009). Die Größe und Stabilität der Aggregate ist höher, wenn der Anteil organischer Substanz im Boden höher ist (Kuhn et al., 2012; Williams et al., 2017). Ein höherer Anteil an organischer Substanz in den ökologischen Varianten (siehe 7.3.2) könnte dazu führen, dass die Aggregatstabilität in diesen Varianten höher ist (siehe Ausreißer, Abbildung 7.4; hier war der C_{org}-Gehalt bis zu fast dreimal höher in der ökologischen Variante). Wurzeln und Wurzelhaare, insbesondere von Gräsern, können Aggregate mechanisch umgarnen und stabilisieren (Haynes & Beare, 1996; Hillel, 2004). Ein höherer Anteil an Feldfutterbau (siehe

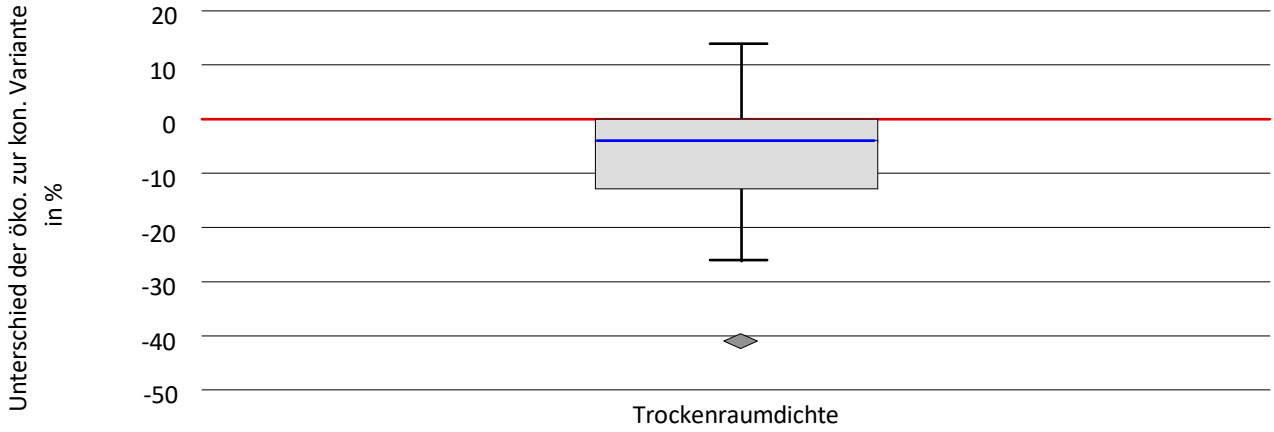
7.3.1; Barbieri et al., 2017) im ökologischen Landbau kann daher auch zu einer höheren Aggregatstabilität beitragen. Durch die höhere Aggregatstabilität unter mehrjährigen, rasenbildenden Kulturen haben Grünlandflächen, auch unter konventioneller Bewirtschaftung eine höhere Aggregatstabilität als Ackerflächen (Hathaway-Jenkins et al., 2011). Konventionelle Grünlandflächen können eine gleich hohe Aggregatstabilität wie ökologische Grünlandflächen aufweisen (Armstrong Brown et al., 2000; Hathaway-Jenkins et al., 2011).

In 21 % der Vergleichspaare war die Aggregatstabilität in den konventionellen Varianten höher (Tabelle 7.4). Bei einem Viertel der Paare mit höherer Aggregatstabilität in der konventionellen Variante war ein no-till konventionelles System mit einem ökologischen System mit konventioneller Bodenbearbeitung verglichen worden. Pflügen kann Aggregate mechanisch zerstören und zu schneller Mineralisierung der organischen Substanz führen (Weil & Brady, 2017). Flächen mit reduzierter Bodenbearbeitung haben daher oft eine höhere Aggregatstabilität als Flächen mit konventioneller Bodenbearbeitung (Almagro et al., 2016; Green et al., 2005; Crittenden et al., 2015). Ein Hauptgrund für die Bodenbearbeitung in ökologischen Systemen ist die Unkrautregulierung (Peigné et al., 2007; Larsen et al., 2014). Die Möglichkeit des Herbizideinsatzes erleichtert die Verbreitung von Systemen reduzierter Bodenbearbeitung in der konventionellen Landwirtschaft im Vergleich zur ökologischen Landwirtschaft (Cooper et al., 2016). Mehr Bodenbearbeitung in den ökologischen Varianten kann zu niedriger Aggregatstabilität führen im Vergleich zu konventionellen Varianten mit reduzierter Bodenbearbeitung (Crittenden et al., 2015; Roper et al., 2017; Green et al., 2005). Kurze, intensive Fruchtfolgen mit geringer Zufuhr von organischem Material können zu niedriger Aggregatstabilität auch in den ökologischen Varianten führen (Green et al., 2005). Die Textur spielt eine wichtige Rolle in der Aggregation und sandige Böden haben auch unter ökologischer Bewirtschaftung eine niedrige Aggregatstabilität (Beyer, 1991). Trotzdem weist die Hälfte der Vergleichspaare aus 22 Studien eine höhere Aggregatstabilität auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen auf; 29 % zeigen keinen Unterschied und nur 21 % der Vergleichspaare zeigen eine höhere Aggregatstabilität auf den konventionellen Flächen (siehe Tabelle 7.4).

7.3.4 Trockenraumdichte

Die Trockenraumdichte aus 13 Studien mit 30 Vergleichspaaren in der obersten Bodenschicht (je nach Studie bis maximal 30 cm Tiefe) war bei 63 % der Vergleichspaare gleich hoch im Vergleich der ökologischen und der konventionellen Varianten (Tabelle 7.5). Im Mittel (Median) war die Trockenraumdichte in den ökologischen Varianten um 4 % niedriger (Abbildung 7.5). Der ökologische Landbau führt demnach mehrheitlich zu keiner substantiellen Veränderung der Trockenraumdichte. Im Durchschnitt war die Trockenraumdichte in den ökologischen Varianten in den Experimentalstudien um 0,08 g/cm^3 niedriger als in den konventionellen Varianten (siehe Tabelle 7.6). Die vierte These kann folglich nicht bestätigt werden. Insgesamt 11 der 13 Studien behandeln Kulturen, die auch in Deutschland angebaut werden.

Abbildung 7.5 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der Trockenraumdichte bezogen auf die Produktionsfläche



Negative Werte bedeuten eine niedrigere Trockenraumdichte im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n = 30).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.5 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Trockenraumdichte im Vergleich zur konventionelleren Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Trockenraumdichte	13	8 (8)	19 (15)	3 (3)	27% 63% 10%

Öko + Niedrigere Trockenraumdichte ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -10 %)
Öko = Vergleichbare Trockenraumdichte ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 10 %)
Öko - Höhere Trockenraumdichte ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +10 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Organisches Material senkt die Trockenraumdichte, da es eine niedrigere Dichte als anorganisches Material hat (Evanylo et al., 2008) und strukturbildend wirkt. Ein höherer Anteil an organischer Substanz im Boden (siehe 7.3.2) kann daher zu einer niedrigeren Trockenraumdichte führen. Winterzwischenfrüchte und Gründüngung z. B. senken die Trockenraumdichte (Poeplau & Don, 2015); deren Anbau wird in den verschiedenen Richtlinien der ökologischen Landwirtschaft hervorgehoben und sie werden häufiger in der ökologischen Landwirtschaft angebaut (Barbieri et al., 2017). Andererseits vermuten Colla et al. (2000), dass mehr Bodenbearbeitung in der ökologischen Variante die positiven Effekte des Zwischenfruchtanbaus und von mehr organischer Substanz ausgleichen könnte, und fanden keinen Unterschied in der Trockenraumdichte zu der konventionellen Variante.

Tabelle 7.6 Absolute Werte aus den Experimentalstudien zum Indikator Trockenraumdichte (g/cm^3)

	Ökologische Bewirtschaftung	Konventionelle Bewirtschaftung
Mittelwert	1,27	1,35
Median	1,32	1,32
Min-Wert	0,93	0,93
Max-Wert	1,67	1,68

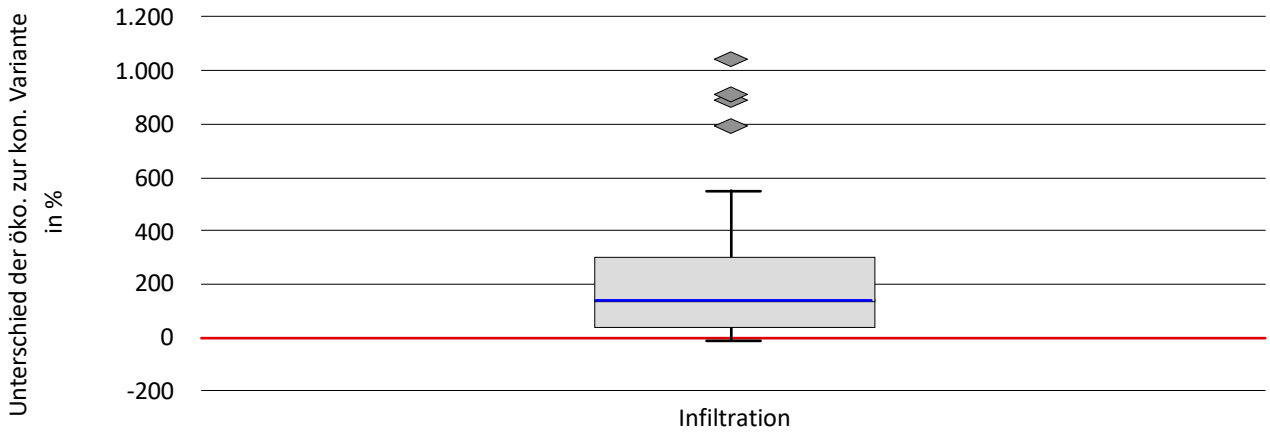
Quelle: Eigene Auswertung

Eine Studie untersuchte Effekte der Bewirtschaftung und Bewässerung auf Bodeneigenschaften (Hondebrink et al., 2017). Oberflächenbewässerung kann demnach zu Verschlämmung und einer Verdichtung des Bodens führen. Infolgedessen ist die Trockenraumdichte bei der Oberflächenbewässerung höher als auf Flächen mit Tropfbewässerung, auch auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (ebd.). Umgekehrt war die Trockenraumdichte deutlich niedriger in der ökologischen Variante mit Tropfbewässerung im Vergleich zu der konventionellen Variante mit Oberflächenbewässerung . In Deutschland wird weniger als 4 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewässert, die Oberflächenbewässerung wird dabei nicht angewendet (Gömann et al., 2015).

7.3.5 Infiltration

Im Mittel (Median) lag der Unterschied zwischen der ökologischen und der konventionellen Bewirtschaftung aus 11 Studien mit 29 Vergleichspaaren bei 137 % (Abbildung 7.6). Wie der Tabelle 7.7 entnommen werden kann, war gemäß der Auswertung der Studienergebnisse die Infiltration bei 75 % der Vergleichspaare in der ökologischen Variante höher. Diese Ergebnisse bestätigen die fünfte These. Allerdings ist die Variation sehr hoch, der relative Unterschied schwankte zwischen -18 und 1045 %. Auch in den Literaturreviews wurde eine hohe Variabilität in den Infiltrationsdaten gefunden. Fast die Hälfte der Studien kommt aus dem Norden Europas und derselben Klimazone wie Deutschland (Cfb).

Abbildung 7.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich Infiltration bezogen auf die Produktionsfläche



Positive Werte bedeuten eine höhere Infiltration im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n = 28).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.7 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Infiltration im Vergleich zur konventionelleren Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Infiltration	11	21 (5)	7 (4)	0 (0)	75% / 25%

Öko + Höhere Infiltration ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +20 %)
Öko = Vergleichbare Infiltration ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Niedrigere Infiltration ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Die meisten Studien haben die Infiltration unter gesättigten Bedingungen gemessen (z. B. mit einem Doppelringinfiltrometer). Bei Regenereignissen hingegen sind zumeist ungesättigte Bedingungen vorhanden. Die Infiltration unter gesättigten Bedingungen kann nur als Hinweis für das Infiltrationsverhalten während des Winterhalbjahres benutzt werden, wenn die Bodenfeuchtigkeit höher ist und möglicherweise sogar gesättigte Bedingungen auftreten. Unter gesättigten Bedingungen wird das Wasser hauptsächlich in den Makroporen (wie z. B. Regenwurmröhren) transportiert (Weil & Brady, 2017). Faktoren, die einen Einfluss auf die Porenstruktur haben, sind daher unter diesen Bedingungen wichtig (ebd.). Martens & Frankenberger (1992) z. B. fanden, dass eine Reduzierung der Trockenraumdichte (siehe 7.3.4) und eine höhere Aggregatstabilität (siehe 7.3.3) in der obersten Bodenschicht die Infiltration erhöhte, und nennen die Trockenraumdichte und die Aggregatstabilität als die zwei Hauptfaktoren, die die Infiltration beeinflussen. Auch die Lebendverbauung durch Regenwürmer und die Ausbildung von Wurmlosungsgefügen, auch auf der Bodenoberfläche, beeinflussen die Porenstruktur und daher die Infiltration (Siegrist

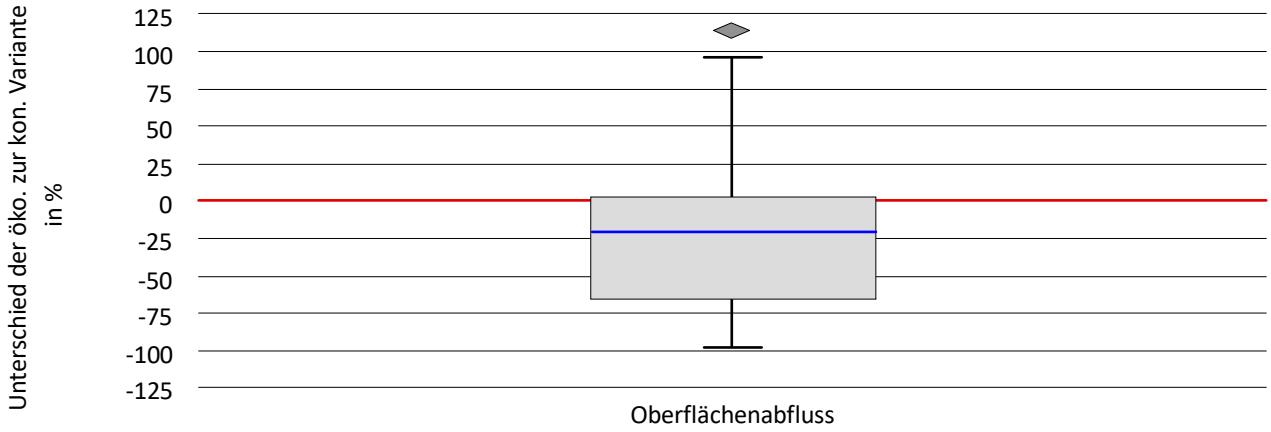
et al., 1998; Weil & Brady, 2017). Regenwürmer werden beim Anbau von Kleegras (siehe 7.3.1) durch die andauernde Bodenruhe und Bodenbedeckung und das permanente Nahrungsangebot auf der Bodenoberfläche des Kleegrasanbaus gefördert (Kainz et al., 2009). In der ökologischen Landwirtschaft ist die Regenwurmabundanz höher (siehe Kapitel 4). Williams et al. (2017) fanden, dass die Infiltration in den ökologischen Varianten, ob mit Festmist gedüngt oder mit Gründüngung, zehnmal höher war (Abbildung 7.6, Ausreißer). In der Studie von Williams et al. (2017) bedeutet das, dass in den ökologischen Varianten in 3 Stunden 38 cm Wasser in den Boden infiltrieren, während in der konventionellen Variante im selben Zeitraum nur 3 cm Wasser infiltrieren. Als Grund nennen sie die höhere Aggregatstabilität und Porosität in den ökologischen Varianten. Durch tiefe Wurzeln trägt Gründüngung wie Luzerne-Klee-Gras zu einer verbesserten Porenstruktur bei (Williams et al., 2017). Die Produktionsvorschriften der ökologischen Landwirtschaft betonen den Humusaufbau und die Fruchtfolge mit Gründüngung, die höhere Infiltrationsraten unterstützen können. Die Bodenbearbeitung kann auch einen Einfluss auf die Infiltration haben. In einem Vergleich zwischen einer ökologischen Variante mit Pflug und einer konventionellen no-till Variante war die Infiltration in der ökologischen Variante zehnmal höher (Abbildung 7.6, Ausreißer) (Crittenden et al., 2015). Crittenden et al. (2015) erklären den Unterschied mit der Lockerung des Bodens durch die Bodenbearbeitung und dadurch mit einer schnelleren Weiterleitung des Wassers.

Zwei der Studien (Evanylo et al., 2008; Kirchhoff et al., 2017) haben die Infiltration mit einer Regensimulation berechnet. Diese Methode hat den Vorteil, dass sie die Zerschlagung der Aggregate durch Regentropfen an der Bodenoberfläche miteinbezieht und die Entstehung einer Verschlämmungshaut erlaubt (Glover et al., 2000). Die Verschlämmung kann die Infiltration reduzieren (Zeiger & Fohrer, 2009). In diesen beiden Studien war die Infiltration in den ökologischen Varianten durchschnittlich um 18 % höher und wird daher – aufgrund des Schwellenwertes (20%) - als gleich eingestuft (siehe Tabelle 7.7). Zeiger & Fohrer (2009) fanden, dass es länger dauerte bis sich eine Verschlämmungshaut auf ökologisch bewirtschafteten Böden bildete.. Als möglichen Grund nennen sie Makroporen in der Verschlämmungshaut, die das Wasser von der Oberfläche wegtransportieren können.

7.3.6 Oberflächenabfluss

Im Mittel (Median) war der Oberflächenabfluss in 9 Studien mit 22 Vergleichspaaren um 22 % niedriger in den ökologischen Varianten (Abbildung 7.8). In 41 % der Vergleichspaare war der Oberflächenabfluss niedriger in den ökologischen Varianten (Tab. 7.8). Ein niedrigerer Oberflächenabfluss wurde auch in den Literaturreviews gefunden und bestätigt die sechste These (7.6). Zwei Drittel der Studien kommen aus den gemäßigten Zonen von Nord- oder Südamerika.

Abbildung 7.7 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Oberflächenabflusses bezogen auf die Produktionsfläche



Negative Werte bedeuten einen geringeren Oberflächenabfluss im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n = 22).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.8 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Oberflächenabflusses im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Oberflächenabfluss	9	9 (1)	9 (4)	4 (0)	41% 41% 18%

Öko + Niedrigerer Oberflächenabfluss ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer Oberflächenabfluss ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Höherer Oberflächenabfluss ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

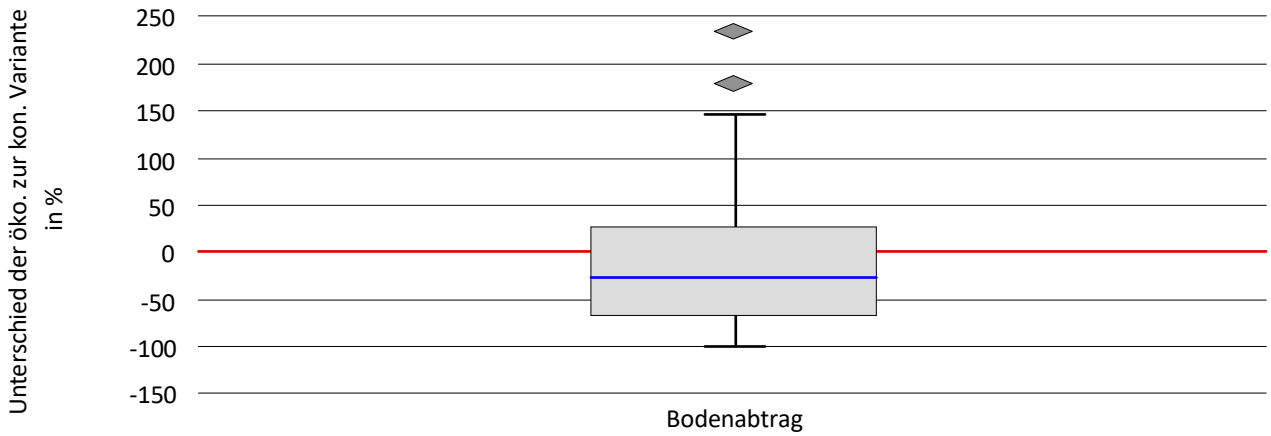
Eine höhere Infiltration (siehe Kapitel 7.3.5) bedeutet gleichzeitig einen geringeren Oberflächenabfluss. Larsen et al. (2014) nennen einen höheren C-Gehalt und dadurch eine höhere Aggregatstabilität als Grund für eine bessere Infiltration und weniger Oberflächenabfluss. Joyce et al. (2002) vermuten den Anbau von Gründüngung, der durch die Bodenbedeckung die Aggregate vor Verschlämmung schützt, als Grund für einen geringeren Oberflächenabfluss in der ökologischen Variante. Auch Kirchhoff et al. (2017) nennen die Begrünung im Weinberg und den dadurch erreichten Schutz vor Verschlämmung als Grund für den viel niedrigeren Oberflächenabfluss in der ökologischen Variante. In den IFOAM Normen und den Verbandsrichtlinien wird eine (ganzjährige) Begrünung in Dauerkulturen vorgeschrieben.

In 18 % der Vergleichspaare war der Oberflächenabfluss niedriger in der konventionellen Variante (Tabelle 7.8). Ein Grund hierfür sind unterschiedliche Bodenbearbeitungssysteme. Bei der reduzierten Bodenbearbeitung - wie hier in den konventionellen Varianten häufig angewandt - bleiben mehr Pflanzenrückstände auf der Bodenoberfläche, die den Oberflächenabfluss verlangsamen und die Infiltration erhöhen, der Oberflächenabfluss transportiert dann auch weniger Bodenpartikel (Arnhold et al., 2014). In ökologischen Systemen mit Bodenbearbeitung mit Pflug kann daher der Oberflächenabfluss höher sein als in konventionellen Systemen mit reduzierter Bodenbearbeitung (Larsen et al., 2014). Wie in den Literaturreviews erwähnt, kann es ebenfalls Jahre dauern, bis Veränderungen in der Bodenstruktur und der Humusaufbau auf ökologisch bewirtschaftete Flächen deutlich werden. Haulon et al. (2007) beschreiben einen Sonderfall, wo Rekultivierungsflächen unterschiedlich lange konventionell bzw. ökologisch bewirtschaftet wurden. Auf Flächen, die nach der Rekultivierung erst vier Jahre lang ökologisch bewirtschaftet wurden, war der Oberflächenabfluss doppelt so hoch wie auf konventionelle Flächen, die schon viel länger landwirtschaftlich benutzt wurden (Abbildung 7.7, Ausreißer)

7.3.7 Bodenabtrag

Die Effektgröße Bodenabtrag zeigt, wie gut der Erosionsschutz tatsächlich funktioniert. In dieser Größe aggregieren sich die Effekte des Standorts, der Bewirtschaftung und der Landschaftsstruktur. Alle drei Wirkungsgrößen können durch Systemeffekte des ökologischen Landbaus beeinflusst werden. In 51 % der Literaturwerte aus 16 Studien mit 45 Vergleichspaaren liegt der Bodenabtrag im ökologischen Landbau niedriger als im konventionellen Landbau (Tabelle 7.9). Die Bezugsräume, Zeiträume, Wirkungsgrößen und die methodischen Ansätze – Messungen und Modelle – unterscheiden sich aber sehr. Im Mittel (Median) war der Bodenabtrag um 26 % niedriger in den ökologischen Varianten (Abbildung 7.8). Auerswald et al. (2018) z. B. modellierten mit der ABAG für 8100 Schläge in Bayern einen durchschnittlichen Bodenabtrag für ökologische Betriebe von 1,3 t/ha und Jahr im Vergleich zu 7,5 t/ha und Jahr für konventionelle Betriebe. Die Schwankung ist mit -100 % und +235 % allerdings erheblich (Abb. 7.8). Insgesamt 30 % der Studien kommen aus Deutschland oder anderen Ländern in der nördlichen Hälfte Europas.

Abbildung 7.8 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des Bodenabtrags bezogen auf die Produktionsfläche



Negative Wert bedeuten einen geringeren Bodenabtrag im ökologischen Landbau (kon. Variante = 0 %, n = 45).

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 7.9 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Bodenabtrags im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Bodenabtrag	16	23 (3)	8 (1)	14 (0)	51% 18% 31%

Öko + Niedrigerer Bodenabtrag ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. < -20 %)
Öko = Vergleichbarer Bodenabtrag ökologisch bewirtschafteter Böden (nicht sign. bzw. +/- 20 %)
Öko - Höherer Bodenabtrag ökologisch bewirtschafteter Böden (sign. bzw. > +20 %)

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Vergleichspaare (VGP) mit statistisch signifikanten Ergebnissen. Falls in den Studien keine Angaben zur Signifikanz vorlagen, erfolgte die Klassifizierung mit Hilfe prozentualer Schwellenwerte.

Quelle: Eigene Auswertung

Als Grund für den niedrigeren Bodenabtrag in den ökologischen Varianten wird in vielen der Experimentalstudien ein höherer Bodenbedeckungsgrad durch die Fruchtfolgegestaltung (z. B. mehr Gründüngung, Zwischenfrüchte und Feldfutteranbau und weniger Reihenkulturen) genannt (Moriondo et al., 2010; Green et al., 2005; Auerswald et al., 2003; Haulon et al., 2007; Eltun et al., 2002; Auerswald et al., 2018; Reganold et al., 1987) (siehe 7.3.1). Kirchhoff et al. (2017) stellten fest, dass es mit einer Dauerbegrünung weniger Bodenverschlämmung und folglich weniger Bodenabtrag gab. Ohne Bodenbedeckung fanden Kuhn et al. (2012), dass der entscheidende Faktor die höhere Stabilität der Aggregate gegen Zerschlagung durch Regentropfen im ökologisch bewirtschafteten Boden war. Dadurch wurde die Entwicklung einer Verschlämmungshaut und Oberflächenabfluss verlangsamt, mit dem Effekt von weniger Bodenabtrag. Als Einflussfaktor auf den Bodenabtrag wird auch der C_{org}-Gehalt im Boden genannt (Haulon et al., 2007) (siehe 7.3.2). Ein

höherer C_{org}-Gehalt kann zu einer höheren Aggregatstabilität führen (Kuhn et al., 2012) (siehe 7.3.3).

Jedoch war in 30 % der Vergleichspaare der Bodenabtrag in der ökologischen Variante höher (Tabelle 7.9). Dieser Unterschied ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen. Für einzelne Fruchtarten können niedrigere Erträge (und dadurch weniger Bodenbedeckung und Wurzelmasse) in den ökologischen Varianten zu einem höheren Bodenabtrag führen, trotz höherer Beikrautbiomasse (Arnhold et al., 2014). Der Bodenabtrag war niedriger in Fruchtfolgen mit einem höheren Anteil an Feldfutterbau, auch in konventionellen Systemen (Eltun et al., 2002). In kürzeren Fruchtfolgen mit keiner Gründüngung war der berechnete Bodenabtrag höher (auch für ökologische Varianten) als für mehrjährige Fruchtfolgen mit Gründüngung wie Luzernekleegras (Moriondo et al., 2010). Die Bodenbearbeitung kann auch eine entscheidende Rolle spielen. Rotz et al. (2007) und Green et al. (2005) z. B. nennen mehr Bodenbearbeitung in den ökologischen Varianten als Grund für den höheren berechneten Bodenabtrag in diesen Varianten. In der ökologischen Variante in der Studie von Green et al. (2005) wurden Ernterückstände in den Boden eingearbeitet. Green et al. (2005) vermuten, dass diese dann schneller zersetzt werden als wenn sie auf der Bodenoberfläche bleiben, und der Kohlenstoff wird tiefer im Boden verteilt. Außerdem vermuten Green et al. (2005), dass die Bodenbearbeitung die Aggregatstabilität senkt, u.a. weil die Aggregate im Wechsel Befeuchtung und Trocknung ausgesetzt werden, die Aggregate werden instabiler (Morgan, 1999) (siehe auch 7.3.3). Auch die Topographie ist ein sehr wichtiger Faktor. Wenn der ökologische Landbau Flächen mit steileren Hängen bewirtschaftet (Auerswald et al., 2003), dann führt Ackerbau mit mehr Bodenbearbeitung auf diesen Flächen zu mehr Bodenabtrag (Abbildung 7.8, Ausreißer) (Pacini et al., 2003). Haulon et al. (2007) nennen den niedrigeren C_{org}-Gehalt auf Rekultivierungsflächen, die noch nicht lange (ökologisch) bewirtschaftet wurden als Grund für den höheren Bodenabtrag im Vergleich zu Rekultivierungsflächen, die schon länger (konventionell) bewirtschaftet wurden.

7.4 Resümee und weitere Überlegungen

7.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

In Deutschland verändert der Klimawandel die Niederschlagsmengen und führt zu mehr Starkregenereignissen. Das Risiko für Erosion steigt und immer mehr Menschen werden voraussichtlich von Hochwasser betroffen sein. Eine angepasste Landnutzung kann negative Auswirkungen des Klimawandels vermindern und erbringt dadurch eine gesellschaftliche Leistung.

Laut EU-Öko-Verordnung ist es ein Bestreben des ökologischen Landbaus, Bodenerosion aktiv durch Bodenstabilität zu bekämpfen. Eine angepasste Fruchtfolgegestaltung wird auch als Maßnahme genannt, um Erosion zu verhindern. Einige Öko-Landbauverbände schreiben einen Mindestanteil von 20 % Leguminosenanbau vor. Bereits in früheren Literaturreviews wurde, aufgrund der Fruchtfolgegestaltung mit einem hohen Anteil an Futterleguminosen und hohen Bodenbede-

ckungsgraden, dem ökologischen Landbau ein hohes Erosionsschutzpotenzial zugesprochen. Indikatoren, um die Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Erosions- und Hochwasserschutz zu untersuchen, sind der C-Faktor aus der ABAG als Maß für die Bodenbedeckung durch die Kulturen und die drei Bodeneigenschaften C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität und Trockenraumdichte, sowie die gemessene oder modellierte Infiltration, der Oberflächenabfluss und der Bodenabtrag.

Die Ergebnisse aus 43 hier ausgewerteten Studien weisen für 6 der zuvor genannten 7 Indikatoren positive Effekte des ökologischen Landbaus nach. Indem sie die Verwendung von chemisch-synthetischen Pestiziden und mineralischem Stickstoffdünger verbieten und dadurch die Fruchtfolgegestaltung im ökologischen Landbau beeinflussen, haben die EU-Öko-Verordnung und die Verbands-Richtlinien eine indirekte Wirkung auf das Erosionsschutzpotenzial des ökologischen Landbaus. In der Folge werden weniger Reihenkulturen, vor allem weniger Mais, angebaut, dafür mehr Klee- und Luzernegras. Demzufolge ist der C-Faktor aus der ABAG im ökologischen Landbau niedriger, was auf eine bessere Bodenbedeckung hindeutet. Gemäß der Analyse der berücksichtigten Studien war der C-Faktor aus der ABAG in den ökologischen Varianten im Mittel (Median) um 19 % niedriger als in den konventionellen Varianten. Anzumerken ist an dieser Stelle, dass niedrigere Erträge im ökologischen Landbau theoretisch auch zu einem höheren C-Faktor für einzelne Fruchtarten führen. . Ferner zeigte die Auswertung, dass der ökologische Landbau auch einen positiven Effekt auf Bodeneigenschaften in der obersten Bodenschicht hat, die für den Erosionsschutz wichtig sind (C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität). So war der C_{org}-Gehalt in der obersten Bodenschicht bei 67 % der Vergleichspaare in den ökologischen Varianten höher. Im Mittel (Median) lag die Differenz zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung bei +26 % bzw. 5 g/kg. Allein durch die erhöhten C_{org}-Gehalte wird der modellierte Bodenabtrag demnach im ökologischen Landbau um 5 % gesenkt. Der Effekt, obwohl positiv, ist kleiner als der Effekt der höheren Bodenbedeckungsgrade.

Auch die Aggregatstabilität in der obersten Bodenschicht war in den ökologischen Varianten höher, und zwar im Mittel (Median) um 15 %. Rund die Hälfte der analysierten Vergleichspaare wies eine höhere Aggregatstabilität in der ökologischen Variante auf.

Für die Trockenraumdichte gab es keinen nennenswerten Unterschied zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen. Im Mittel (Median) war die Trockenraumdichte in den ökologischen im Vergleich zur konventionellen Varianten nur um 4 % niedriger. Ein anderes Bild zeigte sich hingegen bei der Infiltration und beim Oberflächenabfluss. Die Infiltration war im Mittel (Median) in den ökologischen Varianten um 137 % höher und bei keinem Vergleichspaar wurde diese als niedriger eingestuft. Allerdings war die Variation der Ergebnisse sehr hoch. Der Oberflächenabfluss war in den ökologischen Varianten im Mittel (Median) um 22 % niedriger und bei 41 % der Vergleichspaare war die ökologische Bewirtschaftung vorteilhafter. Allerdings wurden nur 9 Studien gefunden. Der Bodenabtrag war im Mittel (Median) um 26 % niedriger in den ökologischen Varianten. Die Studien und ihre Methoden unterschieden sich sehr, eine Analyse der Repräsenta-

tivität und Vergleichbarkeit der Studien ist nötig. Für beide Indikatoren kamen nur rund ein Drittel der Studien aus dem Norden Europas, aus derselben Klimazone wie Deutschland.

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass der ökologische Landbau zahlreiche Maßnahmen vorsieht, die den Erosions- und Hochwasserschutz gegenüber dem konventionellen Landbau verbessern. Angesichts der zunehmenden Risiken des Klimawandels kann der ökologische Landbau folglich kurz-, mittel- und langfristig einen Beitrag zur Risikominderung bei Erosion und Hochwasser leisten.

7.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung

Beim dezentralen Erosions- und Hochwasserschutz handelt es sich um Vorsorgemaßnahmen im Sinne eines Flächenschutzes gegen episodisch auftretende Extremereignisse. Damit ist die originäre Bezugsgröße die Flächeneinheit. Ein Bezug auf Ernteprodukte wie beispielsweise bei Ressourcenschutzthemen, in denen die Produktionseffizienz im Vordergrund steht, ist beim hier beschriebenen Risikomanagement nicht sinnvoll und nicht sachgerecht.

Die Ziele und Pflichten der Gesetzgebung (z. B. Bundes-Bodenschutzgesetz (Deutscher Bundestag, 1998)) beziehen sich auf die Fläche (z. B. Grundstück). Auch der tolerierbare Bodenabtrag aus der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) (Schwertmann et al., 1990) wird in t/ha, nicht in t/MJ NEL oder t/dt Getreide angegeben. Der tolerierbare Bodenabtrag variiert von Standort zu Standort.

Bodenabtrag zu kompensieren bedeutet Kompensation der verlorenen Bodenfunktionen. Kurzfristig könnten erosionsbedingte Nährstoffverluste durch erhöhten Mineraldüngereinsatz kompensiert werden und damit kann die Produktionsfunktion aufrechterhalten werden. In vielen Gebieten Deutschlands ist dies jedoch nicht möglich, da bereits ökosystemare Grenzen erreicht sind (Nitrat im Grundwasser, Phosphor in Oberflächengewässern und Meeren) bzw. weil verpflichtende Umweltziele keine Erhöhung der Mineraldüngergaben zulassen (z. B. Wasserrahmenrichtlinie, Düngeverordnung, usw.). Zudem steht diese Option der ökologischen Landwirtschaft nicht zur Verfügung. Der durch Erosion verursachte Verlust wichtiger Bodenfunktionen könnte theoretisch auf anderen Flächen kompensiert werden, indem z. B. deren Filter- und Pufferfunktion erhöht würde. Dies ist jedoch nur eingeschränkt möglich. Wird z. B. Kompensation durch Umwandlung von Acker in Grünland oder Wald durchgeführt, ist dies mit Verlust von landwirtschaftlichen Erträgen verbunden, die nun wiederum anderweitig kompensiert werden müssten. Der durch Bodenabtrag verursachte Produktivitätsverlust kann somit nicht mit einer Produktivitätssteigerung auf anderen Flächen kompensiert werden. Es ist daher nicht sachgerecht, den Bodenabtrag in Bezug auf den Ertrag an Ernteprodukten zu setzen. Kurzfristige Ertragsvorteile rechtfertigen keinen erhöhten Bodenabtrag.

In den von uns untersuchten Studien wird der Bodenabtrag immer in Relation zur Fläche gesetzt. Nur eine Studie wurde gefunden, die den Bodenabtrag auch in Relation zum Ertrag gesetzt hat, im Rahmen eines LCAs (Joensuu & Saarinen, 2017).

7.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Nur wenige Landwirte nutzen reduzierte bzw. no-till Bodenbearbeitungssysteme im ökologischen Landbau (Cooper et al., 2016). Eine intensive, wendende Bearbeitung kann die positive Wirkung des ökologischen Landbaus reduzieren oder sogar ganz aufheben (Fohrer, 2008). Konventionelle Varianten mit reduzierter Bodenbearbeitung hatten in der obersten Bodenschicht teilweise einen höheren Anteil organischer Substanz und höhere Aggregatstabilität sowie weniger Oberflächenabfluss und Bodenabtrag als die ökologischen Varianten mit konventioneller Bodenbearbeitung. Reduzierte oder no-till Bodenbearbeitungssysteme sind insbesondere für Reihenkulturen wichtig, die sehr erosionsanfällig sind. No-till Systeme erlauben es, viel Mulchmaterial zur Bodenbedeckung auch in kritischen Phasen (z. B. wenn die Anbaukulturen noch nicht viel Biomasse haben) als Erosionsschutz zu erhalten. Hier besteht also für die weitere Entwicklung des ökologischen Landbaus ein hoher Forschungs- und Entwicklungsbedarf, wenn er seine Vorteile im Erosionsschutz auch mittel- bis langfristig erhalten will.

Landwirte erkennen die Gefahr durch Erosion oft nicht und integrieren zu wenige Erosionsschutzmaßnahmen auf ihren Betrieben. Das Thema Erosionsminderung wird in den Richtlinien der Anbauverbände bzw. in der EU-Öko-Verordnung zwar adressiert - der Klimawandel und die dafür nötigen Anpassungsstrategien, auch im Bereich Erosions- und Hochwasserschutz, könnten jedoch in den Richtlinien noch stärker betont werden. Dies könnte z. B. durch Mindestanteile von Klee- oder Luzernegras von 15 oder 20 % oder durch eine Kombination ähnlich wirkender Maßnahmen in der Fruchtfolge erreicht werden. Da es auf Grünlandflächen weniger Bodenabtrag gibt als auf Ackerflächen, ist die Erhaltung oder Neuanlage von Grünland eine zentrale Erosionsschutzmaßnahme. Alle Ansätze der Stärkung nachhaltiger Grünlandwirtschaft und der Erhaltung sowie der Weiterentwicklung grünlandbasierter Betriebsstrategien im ökologischen Landbau dienen daher auch dem Erosionsschutz.

Optimierter Erosionsschutz spielt bisher in der produktionstechnischen Beratung und der Anbauverfahrensentwicklung im ökologischen Landbau keine große Rolle. Durch gezielte, staatlich geförderte Beratungsangebote und Forschungsförderung könnte das Potenzial des ökologischen Landbaus noch stärker entwickelt werden. Auf Ressourcenschutz abzielende Beratungsangebote im ökologischen Landbau sollten daher verstärkt werden. Solche gemeinwohlorientierte Beratung sollte mit 100 % gefördert werden. Bisherige Beratungsangebote zum Erosions- und Gewässerschutz zielen fast immer auf konventionelle Betriebe ab. Es findet daher im ökologischen Landbau kaum einzelbetriebliche Erosionsschutzberatung statt. Insbesondere schon länger bestehende Ökobetriebe könnten hier angesprochen werden und sind meist offen für diese Anliegen, wenn sie passende Unterstützung erfahren. Für die Öko-Ackerbauberatung wäre die Kalkula-

tion der Kosten des Bodenabtrags eine wichtige Argumentationshilfe. Einzelbetriebliche Erosionsschutzkarten helfen die Problematik zu visualisieren, sie könnten als Grundlage für künftige Beratungsmodule dienen. Demonstrationsobjekte zum Erosionsschutz könnten auf interessierten Betrieben angelegt werden und diese könnten im Rahmen von Feldtagen und Feldführungen genutzt werden. Weitere innovative Instrumente, wie „field schools“ - Bauern lernen von Bauern, unterstützt durch professionelle Berater, könnten hier Anwendung finden. Zudem sind geeignete Möglichkeiten für eine laufende Fortbildung der Berater zum Thema Erosionsschutz bereitzustellen.

In Deutschland sind mehrere Behörden für Boden- und Gewässerschutz zuständig, was die Umsetzung von Maßnahmen nicht immer erleichtert. Wassereinzugsgebiets-Manager, die das Handeln der Verwaltungen in definierten Gewässereinzugsgebieten koordinieren, könnten hier hilfreich sein.

7.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

Insgesamt gibt es großen Forschungsbedarf zu den Wirkungen des ökologischen Landbaus im Bereich Erosions- und Hochwasserschutz, da es nur wenige Studien zu diesem Thema gibt. Für mitteleuropäische Bedingungen liegen Daten aus der Bodendauerbeobachtung und dem Erosionsmonitoring sowie aus Praxiserhebungen vorwiegend als graue Literatur vor. Allerdings fehlen oft Daten aus ökologisch bewirtschafteten Flächen. Es gibt Bedenken, ob die gegenwärtige Parametrisierung von Modellen wie der ABAG/RUSLE alle Effekte des Ökolandbaus vollständig abbildet. Diese Unsicherheit in der Parametrisierung hat wiederum mit der geringen Zahl an Studien zu tun, die den Bodenabtrag in geeigneter Weise gemessen haben. Wegen der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität von Erosionsereignissen können mögliche Parametrisierungsdefizite nur mit langjährigen (>10 Jahre), kontrollierten Versuchsreihen nachgewiesen und geschlossen werden.

No-till Systeme, insbesondere solche mit Mulch, weisen bisher häufig erhebliche Ertragseinbußen im ökologischen Landbau auf (Urbatzka & Demmel, 2017). Die Möglichkeiten, in einzelnen Fruchtfolgegliedern auf den Pflug zu verzichten, sind in der Praxis im ökologischen Landbau jedoch noch weiter ausbaufähig. Dieser teilweise Pflugverzicht bringt nicht den Nachteil hoher Ertragseinbußen mit sich wie bei 100 % no-till, dennoch bringt er Vorteile für den Regenwurmbesatz und die Aggregatstabilität. Es gibt aber noch viele offene Fragen zu Unkrautdruck, Saatzeitpunkt (Bodentemperatur), Bodenbearbeitung (geeignete Maschinen) und zum Anbau von Reihenkulturen als Mischkultur und/ oder mit Untersaaten. Zudem ist die Optimierung des Zeitpunktes der Bodenbearbeitung im Hinblick auf den Erosionsschutz (z. B. Frühjahrsumbruch statt Herbstumbruch) weiter zu bearbeiten. Dies gilt auch für Anbauvarianten, die eine reduzierte Bearbeitungsintensität vorsehen. Insgesamt gibt es einen erheblichen Forschungs- und Entwicklungsbedarf zum Erosionsschutz bei Reihenkulturen im ökologischen Landbau, zur Eignung von Zwischenfrüchten, zur konsequenten Nutzung von Untersaaten als Erosionsschutz und zur erosionsmin-

dernden Fruchtfolgegestaltung. Auch wenn gegenwärtig der ökologische Landbau wohl weniger erosionsfördernd ist als der konventionelle Landbau, so sind die Möglichkeiten der Erosionsminderung bei weitem noch nicht ausgeschöpft.

Die Bodenbedeckung spielt eine entscheidende Rolle beim Erosions- und Hochwasserschutz. Nur drei der Studien haben die Unterschiede in der Bedeckung und die Auswirkungen auf den Bodenabtrag quantifiziert. Es gibt ein Modell, das es erlaubt, die Bedeckung durch Ernterückstände in Abhängigkeit von der Zahl und Art der Bearbeitungsgänge zu berechnen (Colvin et al., 1981; Colvin et al., 1986; Colvin et al., 1990). Damit könnten beide Bewirtschaftungssysteme verglichen werden (auch hinsichtlich der Erosionswirkung). Allerdings müssten die Modellparameter für die in Deutschland üblichen Bearbeitungsverfahren überprüft und gegebenenfalls angepasst werden.

Aufgrund der geringen Zahl an Studien zur Bodenbedeckung (C-Faktor), wären künftig mehr Arbeiten wünschenswert, um Aussagen zu systembedingten Unterschieden zwischen ökologischem Landbau und konventioneller Landwirtschaft im Hinblick auf den C-Faktor treffen zu können.

Agroforstsysteme lassen sich gut im ökologischen Landbau integrieren. Sie können lange Hänge unterbrechen und bieten wichtige Dauerstrukturen. Agroforstsysteme haben vermutlich ähnliche Erosionsschutzwirkung wie Hecken, jedoch mit dem Vorteil für den Landwirt, dass die Flächen ihren Ackerstatus behalten. Das Potenzial von Agroforst ist aufgrund fehlender Feldstudien und Modellierungen bisher kaum quantifizierbar. Die Systemunterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Agroforstsystemen (z. B. stärker ausgeprägte Krautschicht bzw. Möglichkeit von Untersaaten aufgrund von Herbizidverzicht im ökologischen Landbau) wurden kaum erforscht.

Die bislang vorliegenden Studien untersuchten hauptsächlich Flächen- und Rillenerosion. Andere Formen der Wassererosion wie Rinnenerosion wurden nicht behandelt. Auch Winderosion kommt in den Studien nicht vor, könnte aber wegen trockenerer Sommer in gemäßigten Klimazonen relevanter werden. Auch andere Formen der Erosion, die nicht direkt vom Wetter verursacht werden, wurden nicht erfasst. Es wurden keine Studien zur Bearbeitungserosion (Bodenverlagerung durch die Bodenbearbeitung) mit dem Vergleich ökologischer/ konventioneller Landwirtschaft gefunden, obwohl die Bearbeitungserosion auch eine wichtige Form der Erosion ist. Nur zwei Studien zur Ernteerosion (Bodenabtransportverlust mit den Ernteprodukten), die ökologische und konventionelle Varianten vergleichen, wurden gefunden.

Mehr Forschung ist auch nötig zu den Effekten der Landschaftsgestaltung, die wiederum den Bodenabtrag stark beeinflussen kann. In Hinblick auf die Integration von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität besteht große Offenheit auf Biobetrieben; diese Maßnahmen könnten auch für einen gezielten Erosionsschutz mit genutzt werden.

8 Ressourceneffizienz

Lucie Chmelikova, Kurt-Jürgen Hülsbergen

8.1 Hintergrund und Relevanz

Bedingt durch die Intensivierung der Agrarproduktion ist der Ressourcenverbrauch der Landwirtschaft in den letzten Dekaden in vielen Ländern erheblich gestiegen. Neben Böden (FAO & ITPS, 2015), Wasser (Klohn & Faurès, 2006) und mineralischen Rohstoffen wie z. B. Rohphosphaten und Kalisalzen für die Düngung (Cordell et al., 2009), ist die Landwirtschaft insbesondere auf fossile Energiequellen angewiesen, die u.a. für die Mechanisierung und die Herstellung mineralischer Düngemittel und Pflanzenschutzmittel benötigt werden. Die Verfügbarkeit dieser Ressourcen ist jedoch begrenzt. Für die Landwirtschaft ist es folglich eine zentrale Herausforderung, mit den verfügbaren Naturressourcen möglichst sparsam umzugehen. Dies gilt umso mehr, wenn die Weltbevölkerung wächst und damit die Ressourcenansprüche in den nächsten Jahren weiter zunehmen.

Darüber hinaus gibt es noch einen weiteren Grund, den Ressourceneinsatz zu reduzieren. Wie in vorigen Kapiteln beschrieben, hat die Zunahme der Produktionsintensität in der Landwirtschaft zu zahlreichen ökologischen Problemen geführt. Zu nennen sind insbesondere die Verschlechterung der Gewässerqualität, der Rückgang der biologischen Vielfalt und die Zunahme der Treibhausgasemissionen. Eine Lösung dieser Umweltprobleme ist eng an die Frage geknüpft, wie die Ressourceneffizienz in der Landwirtschaft verbessert werden kann.

Die mit dem Thema Ressourceneffizienz verbundene gesellschaftliche Leistung umfasst demnach zwei unterschiedliche Dimensionen. Zum einen ist es als eine gesellschaftliche Leistung anzusehen, wenn landwirtschaftliche Betriebe sparsam mit natürlichen Ressourcen umgehen, damit diese möglichst lange genutzt und in der Zwischenzeit geeignete Substitutionsverfahren oder alternative Betriebsmittel entwickelt werden können. Zum zweiten besteht die gesellschaftliche Leistung darin, die für die Umwelt negativen Folgewirkungen des intensiven Ressourceneinsatzes zu reduzieren.

Angesichts der Breite des Themas wird die gesellschaftliche Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich der Ressourceneffizienz im Folgenden exemplarisch anhand der **Stickstoffeffizienz**[26]

[26] Als **Stickstoffeffizienz** wird in dieser Arbeit die Verwertung des zugeführten Stickstoffs im Produkt verstanden (Stickstoffeffizienz = Stickstoffoutput/Stickstoffinput), wobei als Stickstoffoutput die im Produkt enthaltene Stickstoffmenge und als Stickstoffinput die relevanten Stickstoffzufuhren in das zu untersuchende Pflanzenbausystem berücksichtigt werden.

und der **Enegieeffizienz**[27] untersucht. Der Stickstoff- und Energieeinsatz hat eine herausragende ökologische Bedeutung (Galloway et al., 2008; Rockström et al., 2009)[28]. Zahlreiche politische Initiativen wurden in den letzten Jahren auf den Weg gebracht, um die Stickstoff- und Energieeffizienz in der Landwirtschaft zu erhöhen. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang insbesondere die Revision des Düngegesetzes und der Düngeverordnung sowie das Bundesprogramm zur Förderung von Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft und im Gartenbau. Ferner gibt es bei beiden Inputgrößen gravierende systembedingte Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Produktionssystemen (Gomiero et al., 2011; Hülsbergen & Rahmann, 2015) und beide waren Gegenstand zahlreicher Vergleichsuntersuchungen, so dass auf eine relativ breite empirische Basis zurückgegriffen werden kann.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit gilt es, bei der Analyse der gesellschaftlichen Leistungen nicht nur das relative Input-Output-Verhältnis zu betrachten, sondern auch die absolute Höhe der Inputs zu berücksichtigen. Darüber hinaus ist der **Stickstoffsaldo** (N-Saldo), der als Differenz zwischen Stickstoffinput (N-Input) und Stickstoffoutput (N-Output) das Stickstoffverlustpotenzial landwirtschaftlicher Systeme kennzeichnet, von herausragender Bedeutung. Stickstoffeffizienz (N-Effizienz) und Stickstoffsaldo zählen weltweit zu den wichtigsten Agrarumweltindikatoren (Schröder et al., 2003; Küstermann et al., 2013). Die Lösung des Stickstoffproblems (Erhöhung der Stickstoffeffizienz, Minderung der Stickstoffüberschüsse und der Stickstoffemissionen) gilt in Deutschland, der Europäischen Union und im globalen Maßstab als eine der vorrangigen Aufgaben der Agrarumweltpolitik (Eichler & Schulz, 1998; UBA, 2015).

Anhand des **Energieinputs** können unterschiedliche Aufwendungen sowie die eingesetzten Ressourcen (z. B. Einsatz von Kraftstoff- und Elektroenergie, Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Maschinen und Geräten) in einer Kennzahl zusammengefasst werden, die zur Kennzeichnung der Produktionsintensität landwirtschaftlicher Systeme verwendet werden kann.

---

[27] Als **Energieeffizienz** ist in dieser Arbeit das Verhältnis von Bruttoenergie im landwirtschaftlichen Ernteprodukt (Energieoutput) und Energieinput (Einsatz fossiler Energie im Produktionsverfahren) definiert (Energieeffizienz = Energieoutput/Energieinput).

[28] In globalem 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). Ein Schlüsselfaktor zur Optimierung landwirtschaftlicher Stickstoffkreisläufe ist die Erhöhung der Stickstoffeffizienz (Tilman et al., 2002). Die Landwirtschaft verbraucht zudem immer mehr **fossile Energie**, verbunden mit steigenden Treibhausgasemissionen. Es muss daher nach Wegen gesucht werden, die Energieeffizienz im Pflanzenbau zu erhöhen und fossile durch regenerative Energieträger zu ersetzen, ggf. auch **energieautarke Betriebe** zu entwickeln.

8.2 Grundlagen

8.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

Die verfügbaren Stickstoff- und Energieressourcen sparsam und effizient zu nutzen ist ein zentrales Anliegen des ökologischen Landbaus. So verfolgt gemäß der EU-Öko-Verordnung die ökologische Produktion das Ziel, die Energie und die natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden, organische Substanz und Luft verantwortungsvoll zu nutzen.

Dieses Ziel soll gemäß EU-Öko-Verordnung unter anderem durch die folgenden Grundsätze und Produktionsvorschriften erreicht werden:

- Ein Grundprinzip des ökologischen Landbaus ist der weitgehend geschlossene Stoffkreislauf in vielseitig strukturierten Betriebssystemen, idealerweise in Verbindung von Pflanzenbau und Tierhaltung. Da sich in den letzten zwanzig Jahren auch die ökologischen Betriebe dem allgemeinen Trend folgend zunehmend spezialisiert haben, gibt es heute allerdings auch im ökologischen Landbau zahlreiche viehlose Marktfruchtbetriebe (mit offenen Stoffkreisläufen) oder Betriebe mit intensiven Stoffkreisläufen (Biogasbetriebe, spezialisierte Milchviehbetriebe).
- Der Einsatz von leicht löslichem Mineraldüngerstickstoff und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln ist im ökologischen Landbau gänzlich untersagt.
- Die dem Boden zugeführten Nährstoffe sind überwiegend organisch gebunden, um die Humus- und Nährstoffvorräte (und die Bodenfruchtbarkeit) zu erhöhen und die Pflanzen über die durch biologische Aktivität freigesetzten (mineralisierten) Nährstoffe zu ernähren. Eine besondere Bedeutung haben in diesem Zusammenhang Futter-, Körner- und/oder Zwischenfruchtleguminosen. Deren N_2-Fixierleistung stellt den wichtigsten N-Input im ökologischen Pflanzenbau dar.
- Der Einsatz zugelassener (nicht chemisch-synthetischer) Mineraldünger (z. B. Rohphosphate) erfolgt nach Boden- und Pflanzenbedarf generell auf einem deutlich niedrigeren Düngungsniveau als in konventionellen Systemen. Der Tierbesatz ist im ökologischen Landbau begrenzt und darf den Grenzwert von 170 N kg/ha und Jahr landwirtschaftliche Nutzfläche nicht überschreiten. Einige ökologische Anbauverbände (Bioland, Demeter und Naturland) haben den Grenzwert noch weiter reduziert und auf 112 kg/ha Jahr gesetzt.

Spezifische Vorschriften zum Energieeinsatz gibt es in der zurzeit gültigen EU-Öko-Verordnung nicht. Die in diesem Jahr beschlossene und ab 2021 in Kraft tretende neue Verordnung (EU) 2018/848 sieht vor, dass mechanische Belüftungsgeräte in der Tierhaltung vorzugsweise mit erneuerbaren Energien betrieben werden sollen.

8.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Gomiero et al. (2011) führten Vergleichsanalysen der Umweltleistungen ökologischer vs. konventioneller Systeme durch. Sie gingen hierbei auf methodische Probleme der Vergleichsanalysen ein, wie z. B. die Definition der Systemgrenzen, die komplexen Einflüsse von Standort, Boden- und Klimabedingungen, unterschiedliche Fruchtarten und Fruchtfolgen oder unterschiedliche Inputs (nach Menge und Qualität). Demnach simplifizieren die Vergleichsstudien oftmals die komplexen Beziehungen landwirtschaftlicher Betriebssysteme, fokussieren auf ausgewählte Fruchtarten, weisen nur kurze Untersuchungszeiten auf und können daher Langzeiteffekte nicht erfassen.

Auf der Basis ihrer Literaturauswertung zeigten Gomiero et al. (2011), dass ökologische Systeme bessere Energieinput/Energieoutput-Relationen (höhere Energieeffizienzen) als konventionelle Vergleichssysteme aufweisen. Nur in wenigen Studien erzielten die konventionellen Systeme eine höhere Energieeffizienz. In den meisten Untersuchungen übertraf die Energieeffizienz der ökologischen Systeme die der konventionellen Systeme (je nach Untersuchungsbedingungen um 7 bis 81 %).

Die Umstellung auf ökologischen Landbau kann zu substanziellen Energieeinsparungen führen. So schätzten Dalgaard et al. (2000) und Hansen et al. (2001) eine Verminderung des fossilen Energieeinsatzes um 9 bis 51 % (je nach Annahmen) bei einer 100 %-Umstellung auf ökologische Landwirtschaft in Dänemark.

Bei der Analyse der N-Effizienz und der N-Salden ökologischer und konventioneller Systeme ist die unterschiedliche Qualität und Wirkung der eingesetzten N-Dünger zu berücksichtigen (Drinkwater et al., 1998; Küstermann et al., 2010). Im Ökolandbau werden überwiegend Dünger mit hohem Anteil an organisch gebundenem Stickstoff (z. B. Stallmist, Komposte) verwendet, die zu einer N-Akkumulation im Boden-N_{org}-Pool führen und langfristig wirken (N-Aufnahme durch Pflanzen erst nach N-Mineralisation (Hülsbergen, 2003)). Daher sollten Systemvergleiche die Langzeiteffekte der N-Düngung und die N-Mineralisation/ -Immobilisierung einbeziehen, um Fehlbewertungen zu vermeiden (Küstermann et al., 2010).

In einer aktuellen Studie untersuchen Jespersen et al. (2017) u.a. den Einfluss des Ökolandbaus auf die Energieeffizienz. Obwohl in der EU keine spezifischen Bestimmungen zum Energieeinsatz existieren, ergeben sich aufgrund des restriktiven Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und des Verbots des Einsatzes von Mineraldüngerstickstoff deutliche Minderungen des Energieeinsatzes je Hektar. Unter Berücksichtigung der geringeren Erträge ist in Dänemark der relative Energieeinsatz je kg Marktprodukt nur unwesentlich niedriger als in konventionellen Systemen. Bei einigen Kulturpflanzen (z. B. Kartoffeln) ist der produktspezifische Energieeinsatz sogar höher als im konventionellen Landbau. Zur Stickstoffeffizienz werden in der Studie nur wenige Aussagen getroffen. Demnach ist unter dänischen Bedingungen in der Milchproduktion bei einer Begrenzung des Tierbesatzes auf 1,4 GV/ha die N-Auswaschung bedeutend niedriger (30 bis 40 N kg/ha) als in

konventionellen Systemen. In der Freiland-Schweinehaltung und der Eierproduktion können hingegen aufgrund spezifischer Vorgaben, z. B. zum Legehennen-Auslauf, Risiken von N-Verlusten im Außenbereich durch sehr hohe N-Einträge auftreten.

8.2.3 Thesen und Erwartungen

Aufgrund der systembedingten Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau und der bisher vorliegenden Forschungsergebnisse ist zu erwarten, dass

- im ökologischen Landbau deutlich geringere Stickstoff- und Energieinputs als im konventionellen Landbau auftreten,
- im ökologischen Landbau (aufgrund niedrigerer Erträge) geringere Stickstoff- und Energieoutputs als im konventionellen Landbau erzielt werden,
- die N-Salden und flächenbezogenen N-Verlustpotenziale im ökologischen Landbau wahrscheinlich niedriger sind als in konventionellen Systemen,
- die Stickstoff- und Energieeffizienz im ökologischen Landbau auf ähnlichem Niveau wie in konventionellen Systemen liegen.

Ferner ist anzunehmen, dass auch innerhalb der ökologischen und konventionellen Systeme eine hohe Variabilität der Stickstoff- und Energieeffizienz in Abhängigkeit von den Standortbedingungen und Ertragspotenzialen, den Betriebsstrukturen, der Bewirtschaftungsintensität und der Verfahrensgestaltung auftritt. Sowohl in der ökologischen als auch in der konventionellen Landwirtschaft bestehen somit erhebliche Potenziale zur Effizienzsteigerung.

8.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Messung und Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

In Untersuchungen zur Stickstoff- und Energieeffizienz kommen je nach wissenschaftlicher Fragestellung, Forschungsansatz (z. B. Feldexperiment, Betriebsanalyse), Untersuchungsziel und Datenverfügbarkeit unterschiedliche Methoden und Indikatoren zur Anwendung (Tabelle 8.1 und Tabelle 8.2).

Stickstoffeffizienz

Zur Stickstoffbilanzierung existiert bisher keine Standardmethode. Ergebnisse von Stickstoffbilanzen sind daher nur unter Berücksichtigung des jeweiligen Bilanzierungsmodells interpretierbar. Nach Goodlass et al. (2003), Halberg et al. (2005) und Küstermann et al. (2010) unterscheiden sich N-Bilanzmodelle hinsichtlich:

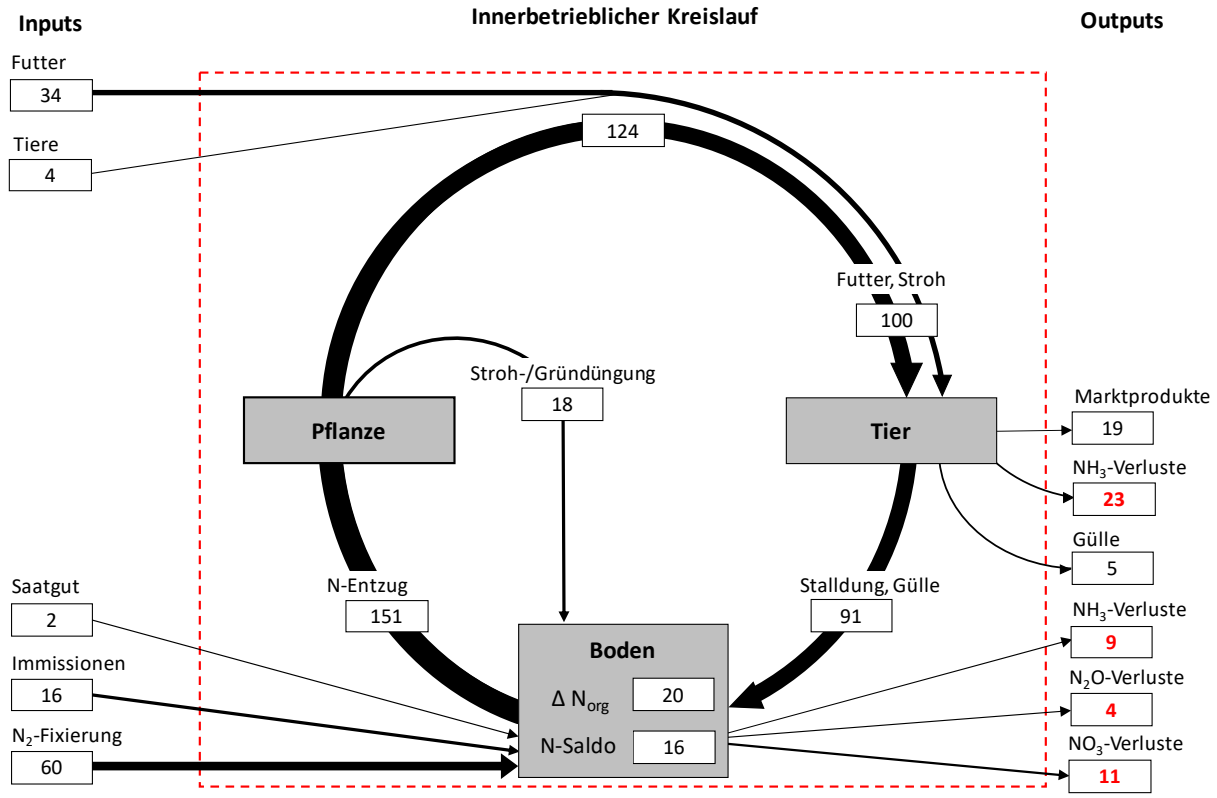
- der Systemebene und Systemgrenze: Betrieb (Hoftorbilanz), Pflanzenbau (flächenbezogene Bilanz), Tierhaltung (Stallbilanz),
- der berücksichtigten N-Flüsse: N-Inputs, N-Outputs, N-Flüsse innerhalb des Systems,
- der berücksichtigten N-Pools: Boden-N_{org}, Boden-N_{min},
- der verwendeten Bilanzparameter: Stickstoffgehalte, Emissionsfaktoren,
- der verwendeten Algorithmen: Berechnung der N_2-Fixierleistung,
- der Datengrundlage: Messdaten, Modelldaten, statistische Daten.

Ein Beispiel des Stickstoffkreislaufes eines ökologischen Betriebes ist in der Abbildung 8.1 dargestellt. Die Indikatoren N-Saldo und N-Effizienz sind für den Systemvergleich ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme von besonderer Relevanz.

Der **N-Saldo** kennzeichnet das Gesamt-Verlustpotenzial an reaktiven N-Verbindungen 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 (N-Überschuss) im Pflanzenbausystem ist, umso größer ist die Gefahr von Stickstoffverlusten in die Umwelt.

Negative N-Salden zeigen an, dass der N-Entzug der Pflanzen die N-Zufuhr übersteigt und die Boden-N-Vorräte abnehmen. In zahlreichen Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass der Indikator N-Saldo in Beziehung zu gemessenen N-Verlusten steht, z. B. den Nitratausträgen (Gäth, 1997; Hülsbergen et al., 2017) und den N_2O-Emissionen (van Groenigen et al., 2010). Der N-Saldo der Hoftor-N-Bilanz betrug in Deutschland im Jahr 2015 102 kg/ha (Dreijahresdurchschnitt 2013/15: 94 kg/ha) und liegt damit über dem Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, die eine Minderung des N-Saldos auf 70 kg/ha vorgibt (UBA, 2018). Für flächenbezogene N-Salden werden Zielwerte von 0 bis 50 kg/ha angegeben (Hülsbergen, 2003; Schaffner & Hövelmann, 2009).

Abbildung 8.1 Stickstoffkreislauf (N-Flüsse in kg/ha) eines ökologischen Gemischtbetriebs mit Rinderhaltung



Quelle: Eigene Darstellung nach Küstermann et al. (2010)

Tabelle 8.1 Übersicht zu Indikatoren der Stickstoffeffizienz und Stickstoffbilanz

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.

Quelle: Eigene Zusammenstellung

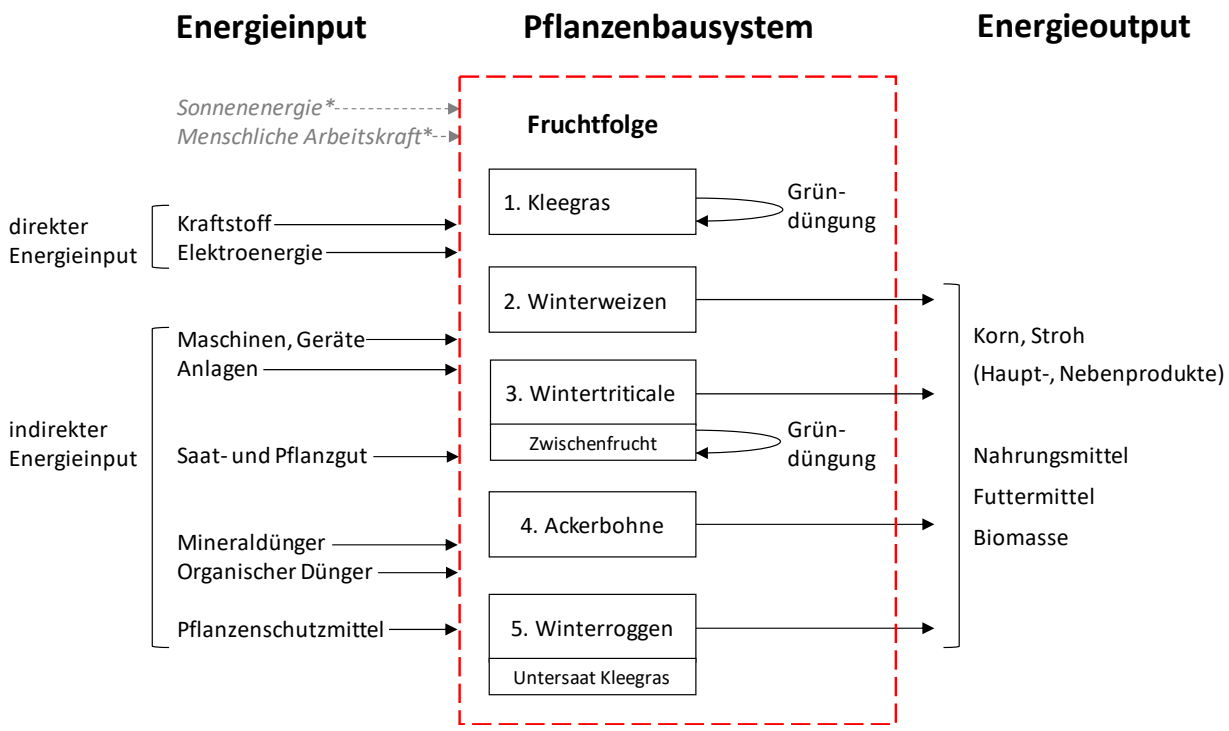
Die **N-Effizienz** im Pflanzenbau kann mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen ermittelt werden. Es gibt verschiedene Definitionen der N-Effizienz sowie unterschiedliche Kennzahlen und Methoden zur Bestimmung der N-Effizienz. In der vorliegenden Arbeit wird unter N-Effizienz das Verhältnis von N-Output und N-Input im Pflanzenbau verstanden (Tabelle 8.1), wobei der **N-Output** dem N-Entzug in der abgefahrenen (geernteten) pflanzlichen Biomasse (Trockenmasseertrag x N-Gehalt in der Trockenmasse) und der **N-Input** der N-Zufuhr (Gesamt-N im organischen und mineralischen Dünger, N_2-Fixierleistung der Leguminosen, N-Deposition, N im Saatgut) entspricht.

Energieeffizienz

Bisher gibt es keine Standardmethode zur Energiebilanzierung landwirtschaftlicher Systeme. Analog zur Stickstoffbilanz unterscheiden sich Energiebilanzen hinsichtlich der Systemgrenzen, der einbezogenen Energieflüsse, der verwendeten Bilanzparameter und Algorithmen. Energiebilanzen weisen je nach Fragestellung eine unterschiedliche Komplexität auf. Jones (1989) stellt eine Hierarchie von Methoden zur energetischen Analyse landwirtschaftlicher Systeme auf:

- die *thermodynamische* Analyse: Sie stellt methodisch die höchsten Ansprüche. Einbezogen werden nicht nur alle Energieflüsse, sondern auch die Entropie und Ordnung des Systems,
- die *Ökosystemanalyse*: Sie schließt neben der menschlichen Arbeitskraft auch die Sonnenenergie ein, woraus sich ein Skalenproblem ergeben kann, denn die Zufuhr von Sonnenenergie übertrifft den Einsatz fossiler Energie um drei Zehnerpotenzen,
- die *Prozessanalyse*: Bei dieser Technik werden alle direkten und indirekten Inputs fossiler Energie in ein landwirtschaftliches System analysiert,
- die *Analyse des direkten Energieeinsatzes*: Hierbei wird im Pflanzenbau vorrangig der Dieselkraftstoff-Einsatz untersucht.

Abbildung 8.2 Energieflussschema im Pflanzenbau, Systemgrenzen und Energieflüsse



Direkter Energieinput: Energie, die im Landwirtschaftsbetrieb zur Verrichtung von Arbeit eingesetzt wird (Kraftstoff, Elektroenergie). Indirekter Energieinput: Energie, die im Vorleistungsbereich zur Herstellung von Betriebsmitteln (Saatgut, Dünger, Pflanzenschutzmittel, etc.) und Investitionsgütern (Geräte, Maschinen, Gebäude, etc.) eingesetzt wird.

* in der Prozessanalyse unberücksichtigte Energieflüsse

Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 8.2 zeigt ein Energieflussschema für Prozessanalysen eines Pflanzenbausystems mit fünfgliedriger Fruchtfolge. In Prozessanalysen werden die direkten und indirekten Inputs fossiler Energie bilanziert, Sonnenenergie und menschliche Arbeitskraft bleiben hingegen unberücksichtigt. Als Energieoutput des Pflanzenbausystems werden alle geernteten Haupt- und Nebenprodukte energetisch bewertet.

Tabelle 8.2 Übersicht zu Indikatoren der Energieeffizienz und Energiebilanz

Indikator	Analysemethoden	Definition	Literatur
Energieinput (E_I)	Berechnung mit Energieäquivalenten	Energieinput = direkter und indirekter Einsatz fossiler Energie im Pflanzenbau **Direkter Energieinput** = Energie, die im Landwirtschaftsbetrieb zur Verrichtung von Arbeit eingesetzt wird (Kraftstoff, Elektroenergie) **Indirekter Energieinput** = Energie, die im Vorleistungsbereich zur Herstellung von Betriebsmitteln (Saatgut, Dünger, Pflanzenschutzmittel, etc.) und Investitionsgütern (Geräte, Maschinen, Gebäude, etc.) eingesetzt wird	Hülsbergen et al. (2001, 2002), Hülsbergen (2003)
Energieoutput (E_O)	Berechnung unter Berücksichtigung der stofflichen Zusammensetzung der Biomasse	Energieoutput = Bruttoenergiegehalt der geernteten Biomasse	
Nettoenergieoutput (NE_O)	Berechnung	$NE_O = E_O – E_I$ „Energiegewinn“ Je Hektar mit geernteten Biomasse gebundene Energie abzüglich des Einsatzes fossiler Energie Wichtiger Indikator bei der Bioenergieerzeugung	
Energieintensität (E_{Int})	Berechnung	$E_{Int} = E_I / GE$ GE = Ertrag in Getreideeinheiten Einsatz fossiler Energie je Produkteinheit	
Output/Input-Verhältnis *(EUE, energy use efficiency)*	Messung, Bilanzierung und Modellierung	$EUE = E_O / E_I$ Wichtigster Indikator der Energieeffizienz	Lin et al. (2017)

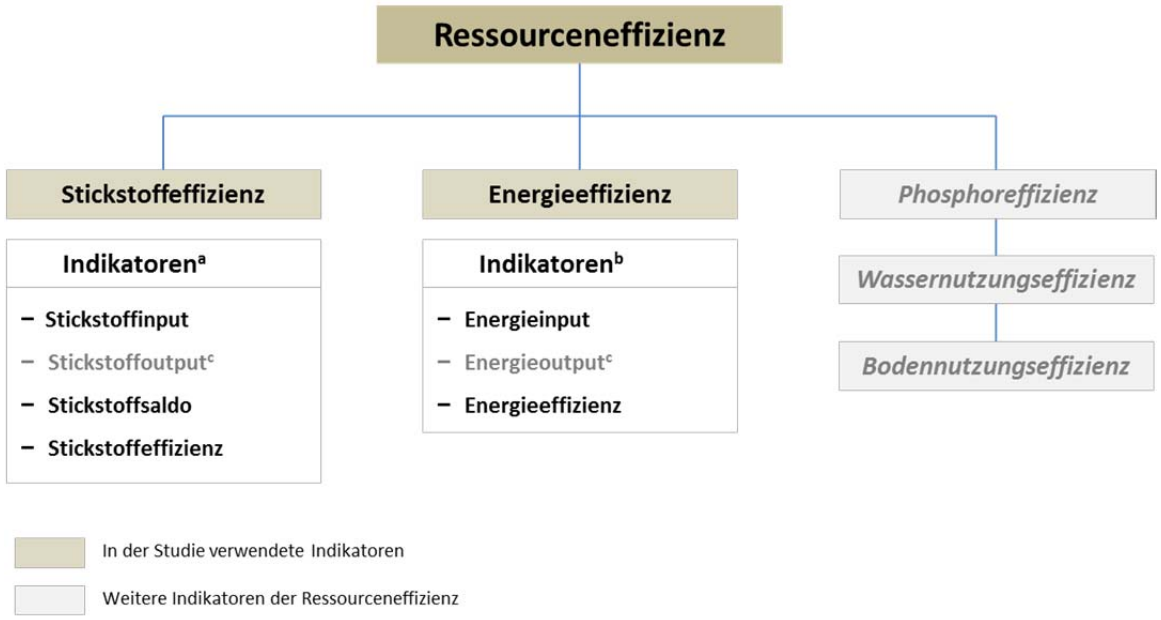
Quelle: Eigene Zusammenstellung

Eine der größten methodischen Schwierigkeiten der Energiebilanzierung ist die Ableitung der für die zu untersuchenden Systeme zutreffenden Energieäquivalente. Mit Energieäquivalenten werden die Inputs im Pflanzenbau (z. B. der Mineral-N-Einsatz je ha) in den Primärenergieeinsatz (GJ/ha) umgerechnet[29].

Begründung für die ausgewählten Indikatoren

In der vorliegenden Arbeit wurden für die Bewertung der Ressourceneffizienz die drei Indikatoren **Stickstoffinput, Stickstoffsaldo und Stickstoffeffizienz** der Stickstoffbilanz sowie die zwei Indikatoren **Energieinput und Energieeffizienz** der Energiebilanz ausgewählt (Abbildung 8.3). Diese Indikatoren wurden durch zwei zusätzlichen Indikatoren ergänzt. Dies sind der N-Output und der E-Output. Diese Zusatzindikatoren haben keine direkte Umweltwirkung. Sie sind aber ein wichtiger Bestandteil der Effizienz.

Abbildung 8.3 Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung im Bereich der Ressourceneffizienz



[a] Indikatoren der Stickstoffeffizienz und Stickstoffbilanz
[b] Indikatoren der Energieeffizienz und Energiebilanz
[c] Zusatzindikatoren

Quelle: Eigene Darstellung

[29] Es gibt zahlreiche wissenschaftliche Arbeiten (z. B. Hülsbergen et al. (2001)), die sich mit der Ableitung von Energieäquivalenten (z. B. MJ/kg Mineral-N) befassen, wobei sich je nach Herstellungsverfahren, Produkt, Transport und Handel sehr unterschiedliche Werte ergeben. Energieäquivalente müssen von Zeit zu Zeit angepasst werden, vor allem wenn sich Produktionsverfahren ändern, z. B. durch den Einsatz neuer Technologien oder die Substitution fossiler durch regenerative Energien im Produktionsprozess. Durch die Auswahl der Energieäquivalente können Energiebilanzen entscheidend beeinflusst werden. Daher ist es bei der Energiebilanzierung zwingend notwendig, die methodischen Grundlagen, insbesondere die verwendeten Energieäquivalente, offenzulegen.

Der N-Input umfasst die N-Zufuhr im Pflanzenbau durch Saatgut, N-Deposition, organische und mineralische Düngung und symbiotische N_2-Fixierung. Der N-Output entspricht dem N-Entzug in der geernteten pflanzlichen Biomasse (Trockenmasseertrag x N-Gehalt in der Trockenmasse). Unter N-Effizienz wird das Verhältnis von N-Output und N-Input im Pflanzenbau verstanden. Der Energieinput wurde als Summe aller Inputs fossiler Energie in das landwirtschaftliche System analysiert, d.h. als Summe des direkten und indirekten Einsatzes fossiler Energie im Pflanzenbau. Direkter Energieinput stellt die Energie dar, die im Landwirtschaftsbetrieb zur Verrichtung von Arbeit eingesetzt wird (Kraftstoff, Elektroenergie). Indirekter Energieinput ist Energie, die im Vorleistungsbereich zur Herstellung von Betriebsmitteln (Saatgut, Dünger, Pflanzenschutzmittel, etc.) und Investitionsgütern (Geräte, Maschinen, Gebäude, etc.) eingesetzt wird. Als Energieoutput wird der Bruttoenergiegehalt der geernteten Biomasse betrachtet. Die Energieeffizienz ist durch das Verhältnis des Energieoutputs und Energieinputs definiert.

Um die Vergleichbarkeit der Daten zu sichern, wurden nur Studien einbezogen, die Pflanzenbausysteme (a) auf der Ebene der Fruchtfolgen, (b) auf der Ebene einer Fruchtart (am Beispiel von Weizen), oder (c) auf der Ebene des Pflanzenbaus (Ackerland und Grünland eines Betriebes) analysieren. Jeder Indikator wurde auf den drei genannten Ebenen ausgewertet.

Übersicht über die Datengrundlage

Zum Untersuchungsschwerpunkt Stickstoffeffizienz und Stickstoffsalden im Pflanzenbau wurden 36 Studien für die Datenauswertung ausgewählt. Die Studien stammen aus 12 Ländern (10 Europa, 1 Nordamerika und 1 Neuseeland). Die Studien 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 65 Paare (25 bis 27 Studien) genutzt, für die Auswertungen des Weizens 18 bis 20 Paare (9 bis 11 Studien). Zusätzlich zu den Daten aus der Literaturanalyse wurden Ergebnisse aus 62 ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben[30] (31 Paare) in die Datenauswertung einbezogen (diese Ergebnisse sind in den Tabellen und Abbildungen 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 (Stickstoff- und Energiebilanzierung mit dem Modell REPRO (Hülsbergen & Rahmann, 2013)) durchgeführt.

Die Datenauswertung zum Thema Energieeffizienz im Pflanzenbau basiert auf 46 Arbeiten. Die Studien stammen aus 13 Ländern (10 Europa, 2 Nordamerika und 1 Neuseeland) und beinhalten Energiebilanzdaten (Energieinput, Energieoutput, Energieeffizienz) für die Systemebenen

[30] Es handelt sich um Daten aus dem von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung geförderten Forschungsverbundprojekt “Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ und dem darauf aufbauenden Projekt “Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten“ (Hülsbergen & Rahmann, 2013; 2015).

„Fruchtfolge“ sowie die Fruchtart „Weizen“. Für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtfolge wurden 30 bis 58 Paare (15 bis 27 Studien) genutzt, für die Auswertungen des Weizens 25 bis 53 Paare (12 bis 25 Studien). 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.

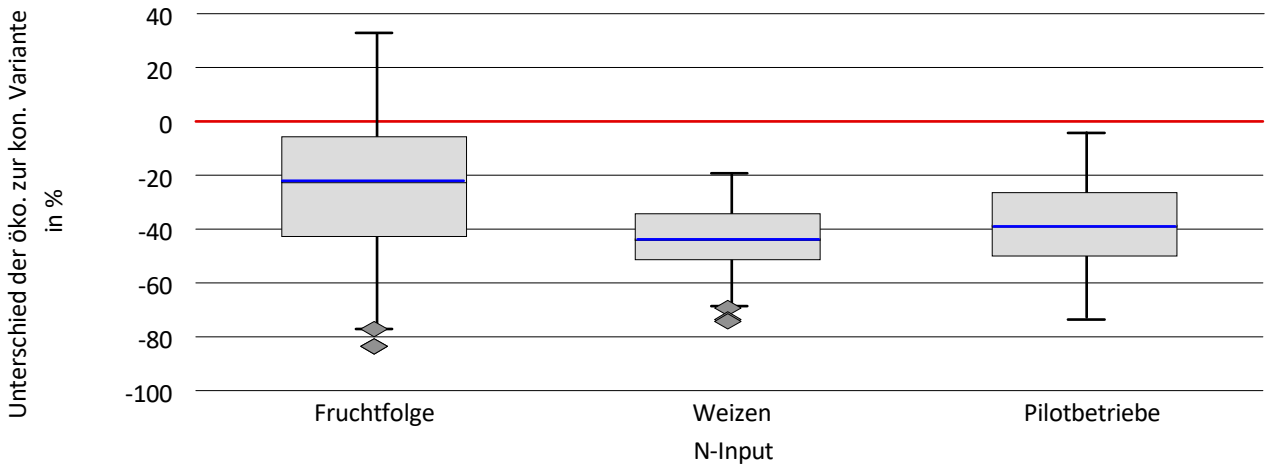
8.3.1 N-Input

Der N-Input im ökologischen Pflanzenbau ist systembedingt und aufgrund der bestehenden Restriktionen (vgl. Abschnitt 8.2.1) deutlich niedriger als im konventionellen Pflanzenbau. Dies zeigt sich deutlich anhand der ausgewerteten Literatur (Abbildung 8.4, Tabelle 8.3).

Insgesamt wurden 38 Literaturstudien (27 für die Systemebene Fruchtfolge, 11 für die Systemebene Weizen) ausgewertet. Auf der Ebene der Fruchtfolge war der N-Input bei 60 % der 63 berücksichtigten Vergleichspaare im Ökolandbau niedriger. Lediglich bei 11 % der Vergleichspaare wies die ökologische Variante einen höheren N-Input auf. In 89% der Vergleichspaare auf der Fruchtartebene (Beispiel Weizen) und in 100% der Vergleichspaare auf Betriebsebene (Pilotbetriebe) lag der N-Input im Ökolandbau unter dem N-Input der konventionellen Landwirtschaft (Tabelle 8.4).

Bei den Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass je nach Fragestellung und Versuchsdesign in Feldexperimenten mitunter Varianten geprüft werden, in denen die N-Inputs in ökologischen Fruchtfolgen die N-Inputs in konventionellen Fruchtfolgen mehr oder weniger deutlich übersteigen (z. B. aufgrund hoher N_2-Fixierleistungen von Leguminosen, hoher Leguminosenanteile und/ oder extrem hoher Aufwandmengen organischer Dünger). Dies zeigte sich auch in der erheblichen Variabilität der N-Inputs sowohl im Ökolandbau als auch in der konventionellen Landwirtschaft (Tabelle 8.3). In den Versuchen wurden zum Teil auch Varianten mit sehr geringen N-Inputs (unter 50 kg/ha) analysiert.

Abbildung 8.4 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%; Extremwerte FF: 118 %, 135 %, 210 %; W: 7 %, 40 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.3 Input im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	125,7	160,6	111,6	190,0	159,1	264,0
Median	131,6	145,3	89,5	184,0	157,2	262,6
Min-Wert	18,8	76,2	39,6	63,6	97,5	176,9
Max-Wert	331,0	360,0	255,0	421,5	239,6	343,7

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.4 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Inputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
N-Input	Fruchtfolge	27	38	18	7	60% 29% 11%
	Weizen	11	17	1	1	89%
	Pilotbetriebe	1	31	0	0	100%

Öko + Niedrigerer N-Input im ökologischen Landbau (< -10 %)
Öko = Vergleichbarer N-Input im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Höherer N-Input im ökologischen Landbau (> +10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Beim Weizen waren die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Pflanzenbau deutlicher ausgeprägt (geringere Variabilität, weniger Ausreißer), weil z. B. der Leguminoseneinfluss (N_2-Fixierleistung) entfällt. In den Pilotbetrieben (d.h. auf der Ebene realer Betriebe mit Ackerland und Grünland), wurde kein einziger ökologischer Betrieb gefunden, der gleiche oder höhere N-Inputs als der konventionelle Vergleichsbetrieb aufwies (siehe Tabelle 8.4 und Abbildung 8.4). Ferner zeigten sich in den Pilotbetrieben gravierende Unterschiede im Leguminosenanteil, der N_2-Fixierleistung und der N-Zufuhr durch organische Dünger zwischen Marktfruchtbetrieben und Gemischtbetrieben mit Milchviehhaltung (hier nicht dargestellt; Schmid et al., 2013).

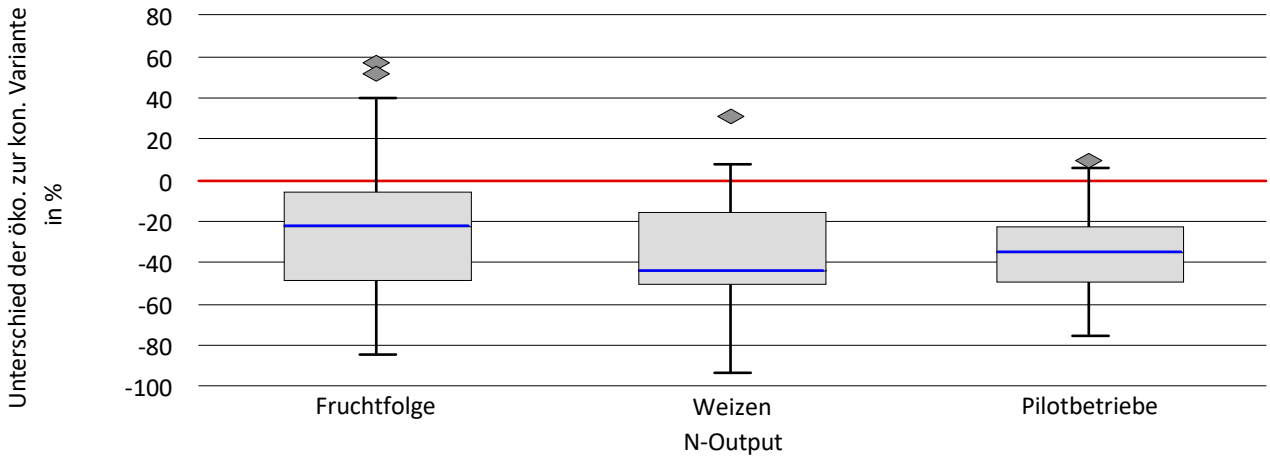
In der landwirtschaftlichen Praxis waren die Unterschiede zwischen den Systemen offenbar größer und eindeutiger als in Feldexperimenten, weil in Feldexperimenten zum Teil nicht praxisrelevante Düngungsintensitäten und Fruchtfolgen geprüft werden. Nur in wenigen Publikationen wurde exakt beschrieben, nach welchen Prinzipien und Annahmen die Düngungsintensitäten in Feldexperimenten festgelegt wurden und ob sie praxisüblich und systemkonform waren.

Geringe flächenbezogene N-Inputs (wie im ökologischen Landbau festgestellt) haben ökologische Vorteile, können überlastete Stickstoffkreisläufe in Agrarökosystemen (Flaig & Mohr, 1996; Rockström et al., 2009) entlasten und N-Überschussprobleme mindern. Mit steigenden N-Inputs sind steigende N_2O-Emissionen zu erwarten (IPCC, 2003), bei geringen (systemtypischen) N-Inputs in ökologischen Pflanzenbausystemen entsprechend geringere N_2O-Verluste festzustellen (Petersen et al., 2006). Bei hohen bis sehr hohen N-Inputs (wie in vielen Regionen Westeuropas) treten hohe N-Emissionen in die abiotische Umwelt auf (Grund- und Oberflächenwasser, Atmosphäre). Auch sind negative Wirkungen auf die Biodiversität zu verzeichnen, daher ist auch aus Gründen des Biodiversitätsschutzes eine Minderung der N-Inputs erforderlich (UBA, 2015).

8.3.2 N-Output

Analog zum N-Input ist auch der N-Output auf allen drei untersuchten Systemebenen (Fruchtfolge, Fruchtart Weizen, Pilotbetriebe) im ökologischen Pflanzenbau überwiegend niedriger als im konventionellen Pflanzenbau (Abbildung 8.5, Tabelle 8.5). Die Auswertung zum N-Output erfolgte anhand von 25 Studien auf der Ebene der Fruchtfolge und 10 Studien auf der Ebene der Fruchtart (Weizen). Von den 57 Vergleichspaaren, die auf der Ebene der Fruchtfolge untersucht wurden, war bei 67 % der N-Output im ökologischen Pflanzenbau niedriger. Bei 14 % war der N-Output höher (Tabelle 8.6).

Abbildung 8.5 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Outputs



Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (n = 57), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (n = 20), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) (n = 31). Konv = 0%

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.5 N-Output im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	91,6	117,9	80,5	133,0	123,4	184,5
Median	77,0	115,0	81,0	146,5	100,2	172,8
Min-Wert	32,0	39,5	44,7	50,3	42,7	124,3
Max-Wert	262,4	206,0	147,8	217,0	230,9	310,5

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.6 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Outputs[31] im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
N-Output	Fruchtfolge	25	8	11	38	14% 19% 67%
	Weizen	10	1	2	17	10% 85%
	Pilotbetriebe	1	1	2	28	7% 90%

Öko + Höherer N-Output im ökologischen Landbau (> +10 %)
Öko = Vergleichbarer N-Output im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Niedrigerer N-Output im ökologischen Landbau (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Hauptursache für die Unterschiede sind die geringeren Erträge und Rohproteingehalte im ökologischen Landbau (Hülsbergen & Rahmann, 2013), teilweise auch ein höherer Flächenanteil mit Gründüngungspflanzen ohne Ernteertrag (z. B. Kleegrasmulch) in den ökologischen Fruchtfolgen.

Generell ist der N-Output vom Fruchtartenertrag und der Produktqualität (Rohproteingehalt), von den Fruchtarten in der Fruchtfolge (Fruchtarten mit hohem oder niedrigem Ertrags- und N-Entzugspotenzial), auf Betriebsebene auch vom Grünlandanteil (zum Teil hohe N-Entzüge auf Grünland) abhängig. Einen entscheidenden Einfluss auf den N-Output hat auch der N-Harvestindex (Anteil des Stickstoffs im Ernteprodukt in Bezug zum Stickstoff in der Biomasse, vgl. Lin & Hülsbergen, 2017).

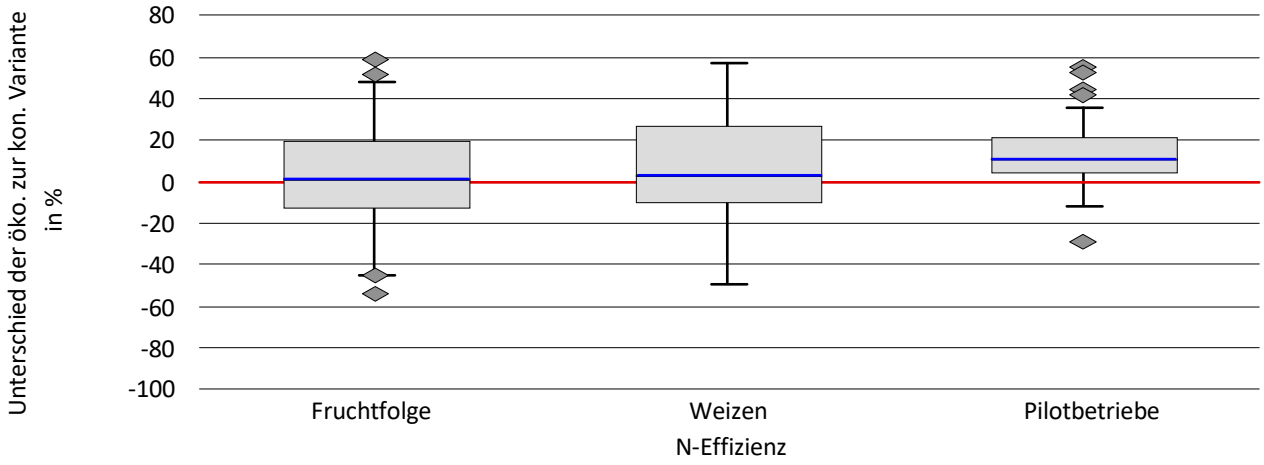
Eine Strategie zur Erhöhung der N-Effizienz und zur Senkung umweltbelastender N-Verluste ist die Erhöhung der N-Outputs (z. B. des N-Entzugs in der geernteten pflanzlichen Biomasse). Zentrale Bedeutung haben dabei die Erträge im Pflanzenbau. Die Ertragsrelation (*yield ratio*) zwischen ökologischen und konventionellen Systemen rückt zunehmend in den Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen (Badgley et al., 2007; de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012). Direkt im Zusammenhang zum Ertrag stehen der Flächenbedarf zur Erzeugung einer Produktmenge (Muller et al., 2017) sowie die sich ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z. B. für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al., 2012; Lin & Hülsbergen, 2017).

[31] N-Output hat keine direkte Umweltrelevanz/ Umweltwirkung. Er ist ein Zusatzindikator für die Interpretation der Indikatoren N-Effizienz und N-Saldo.

8.3.3 N-Effizienz

Die N-Effizienz der ökologischen und konventionellen Systeme (Ebene der Fruchtfolge und der Fruchtart Weizen) der ausgewerteten Studien lag etwa auf gleichem Niveau (Abbildung 8.6, Tabelle 8.7). Die Vergleichsanalyse der N-Effizienz basierte auf der Ebene der Fruchtfolge auf 26 Studien mit 65 Vergleichspaaren und auf der Ebene der Fruchtart (Weizen) auf 9 Studien mit 18 Vergleichspaaren. Auf der Ebene der Fruchtfolge hatte bei 42 % der ausgewerteten Vergleichspaare der ökologische Pflanzenbau eine höhere, in 22 % der Vergleichspaare eine geringere N-Effizienz als der konventionelle Pflanzenbau (Tabelle 8.8). Die höheren N-Inputs der konventionellen Systeme führten zu entsprechend höheren N-Outputs (im Vergleich zu ökologischen Systemen).

Abbildung 8.6 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich der N-Effizienz



Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (n = 65), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (n = 18), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) (n = 31). Konv = 0%

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.7 N-Effizienz im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (%)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	80,9	77,4	76,7	77,0	88,7	77,8
Median	90,0	80,0	82,0	78,9	89,3	75,6
Min-Wert	26,6	30,0	37,3	41,4	60,9	61,2
Max-Wert	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.8 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der N-Effizienz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
N-Effizienz	Fruchtfolge	26	27	24	14	42% 37% 21%
	Weizen	9	7	6	5	39% 33% 28%
	Pilotbetriebe	1	18	12	1	58% 39%

Öko + Höhere N-Effizienz im ökologischen Landbau (> +10 %)
Öko = Vergleichbare N-Effizienz im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Niedrigere N-Effizienz im ökologischen Landbau (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Beim Systemvergleich ist zu beachten, dass nicht nur unterschiedliche N-Mengen, sondern auch unterschiedliche N-Düngerformen zur Anwendung kamen. In der konventionellen Landwirtschaft wurden überwiegend schnell wirksame Mineraldünger eingesetzt, im ökologischen Landbau überwiegend organische Dünger, die langfristig und nachhaltig wirken. So kann bei kurzer Versuchslaufzeit die Ertragswirkung und die N-Effizienz organischer Dünger unterschätzt werden, weil organisch gebundener Stickstoff zunächst in der organischen Bodensubstanz gespeichert wird und erst langfristig mineralisiert und pflanzenverfügbar wird. So konnte in Dauerfeldversuchen mit Laufzeiten über 30 Jahren gezeigt werden, dass mit der Versuchsdauer die Ertragswirkung und N-Effizienz bei Stallmistdüngung (gegenüber Mineraldüngung) kontinuierlich stieg (Hülsbergen, 2003).

In den Pilotbetrieben (insg. 31 Vergleichspaare) unter Praxisbedingungen war die N-Effizienz der ökologischen Betriebe im Mittel höher als die der konventionellen Vergleichsbetriebe (Abbildung 8.6, Tabelle 8.8). Nur in 3 % der analysierten Pilotbetriebe (= ein Betriebspaar) hatte der konventionelle Pflanzenbau eine höhere N-Effizienz als der ökologische Pflanzenbau.

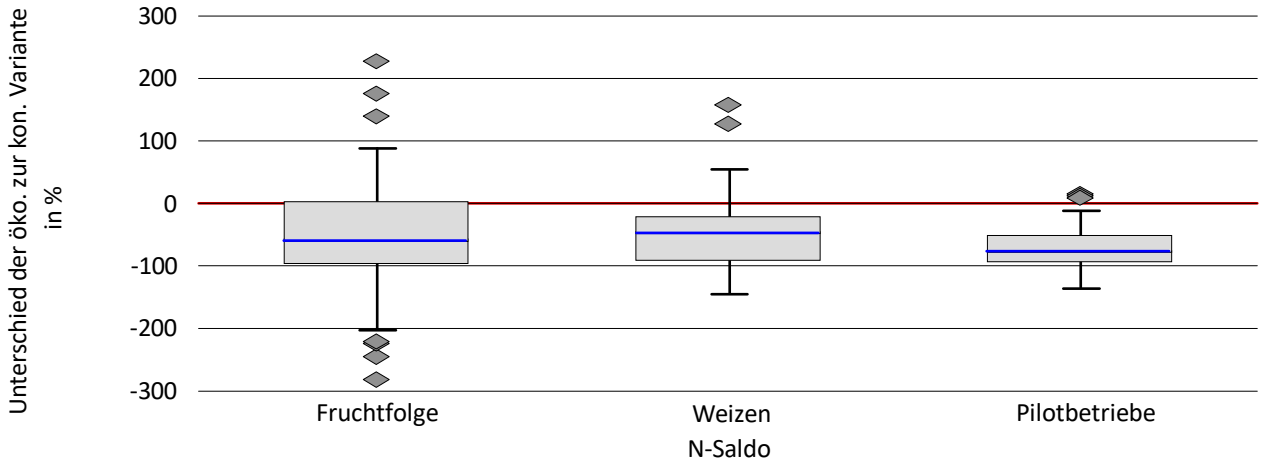
Angesichts der Überlastung des Stickstoffkreislaufs (Flaig & Mohr, 1996; Rockström et al., 2009) bei zugleich wachsendem Bedarf an Nahrungsmitteln (Godfray et al., 2010) ist die Steigerung der N-Effizienz ein Schlüsselfaktor zur Lösung des globalen Stickstoffproblems. In der Bundesrepublik Deutschland stieg die N-Effizienz im Agrarsektor (Pflanzenbau und Tierhaltung) in den vergangenen 20 Jahren von unter 40 % auf über 50 % (UBA, 2015). Es besteht noch ein erhebliches Potenzial zur weiteren Effizienzsteigerung. In anderen Regionen der Welt ist die N-Effizienz dramatisch niedriger und das Optimierungspotenzial entsprechend größer (Tilman et al., 2002).

8.3.4 N-Saldo

Die Literatursuche zum Indikator N-Saldo erbrachte 26 Studien auf der Ebene der Fruchtfolge mit 63 Vergleichspaaren und 10 Studien auf der Ebene der Fruchtart (Weizen) mit 20 Vergleichspaaren. Sowohl auf Grundlage der ausgewerteten Studien als auch der Pilotbetriebe wurden im ökologischen Pflanzenbau geringere N-Salden (allerdings bei hoher Variabilität) festgestellt (Abbildung 8.7, Tabelle 8.9).

Bei 52 bis 90 % der Vergleichspaare (je nach Systemebene und Datensatz) wiesen die Ökobetriebe geringere N-Salden als die konventionellen Vergleichsbetriebe mit 10 bis 35 % höhere N-Salden auf (Tabelle 8.10).

Abbildung 8.7 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%; Extremwerte FF: 327 %, -412 %; W: 300 %, -245 %, -577 %; PB: 112 %, 736 %, -1307 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.9 N-Salden im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (kg/ha und Jahr)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	33,0	47,0	13,0	39,7	14,8	58,0
Median	23,7	43,1	-4,1	31,0	13,4	60,9
Min-Wert	-58,8	-57,0	-74,0	-60,0	-41,0	-37,0
Max-Wert	178,0	217,0	160,0	204,5	72,4	123,6

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.10 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Saldos im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
N-Saldo	Fruchtfolge	26	33	12	18	52% 19% 29%
	Weizen	10	13	0	7	65% 35%
	Pilotbetriebe	1	28	0	3	90% 10%

Öko + Höhere N-Effizienz im ökologischen Landbau (> +10 %)
Öko = Vergleichbare N-Effizienz im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Niedrigere N-Effizienz im ökologischen Landbau (< -10 %)

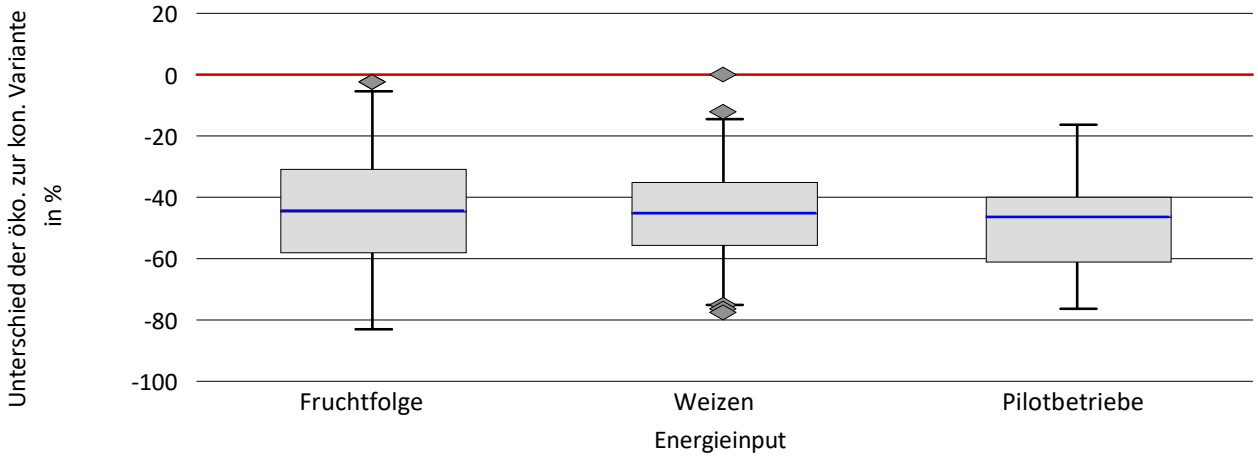
Quelle: Eigene Auswertung

Die N-Salden haben von allen ausgewerteten Indikatoren der N-Bilanz die größte Umweltrelevanz, denn sie kennzeichnen näherungsweise die N-Verluste. Eine flächenhafte Ausdehnung des ökologischen Landbaus ist eine wirksame Strategie, um die zum Teil gravierenden N-Überschüsse der Landwirtschaft abzubauen. In zahlreichen Studien zeigte sich das N-Minderungspotenzial des ökologischen Landbaus (z. B. Muller et al. (2017)). Damit kann der ökologische Landbau in ökologisch sensiblen Regionen (Biosphärenreservate, Naturschutz- und Trinkwasserschutzgebiete) besonders wichtige (und teilweise auch honorierte) gesellschaftliche Leistungen erbringen. In den Regionen mit den derzeit höchsten Nährstoffüberschüssen in Deutschland und der EU (Veredlungsregionen mit hohem Tierbesatz und extrem hohem Gülleanfall, vgl. Wiesler et al. (2016)) hat sich der ökologische Landbau bisher wenig etabliert, er würde aber gerade in diesen Gebieten bei stärkerer Verbreitung spürbare Entlastungen bringen.

8.3.5 Energieinput

Der Energieinput im ökologischen Pflanzenbau ist aufgrund des begrenzten Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (vgl. Abschnitt 8.2.1) deutlich niedriger als im konventionellen Pflanzenbau. Die im ökologischen Pflanzenbau oftmals höhere Bodenbearbeitungsintensität und mechanische Unkrautregulierung erfordert deutlich weniger fossile Energie als der Einsatz von Agrochemikalien in konventionellen Systemen. In der Literaturrecherche konnten 27 Studien mit 58 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge und 25 Studien mit 53 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge (Weizen) identifiziert werden. Der geringere Energieinput war sowohl auf Fruchtfolge- und Betriebsebene als auch Fruchtartebene (Beispiel Weizen) nachweisbar (Abbildung 8.8, Tabelle 8.11). 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 (Tabelle 8.12).

Abbildung 8.8 Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft 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). Konv = 0%; Extremwerte FF: 155 %, 68 %; W: 181 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.11 Energieinput im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (GJ/ha und Jahr)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	8,5	15,2	8,0	14,6	7,1	13,9
Median	6,1	15,3	6,6	12,7	6,7	13,6
Min-Wert	1,8	1,6	2,8	4,8	4,0	10,0
Max-Wert	27,7	35,9	37,4	29,2	10,7	17,1

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.12 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Energieinputs im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Energieinput	Fruchtfolge	27	54	2	2	93%
	Weizen	25	51	1	1	96%
	Pilotbetriebe	1	31	0	0	100%

Öko + Niedrigerer Energieinput im ökologischen Landbau (< -10 %)
Öko = Vergleichbarer Energieinput im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Höherer Energieinput im ökologischen Landbau (> +10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

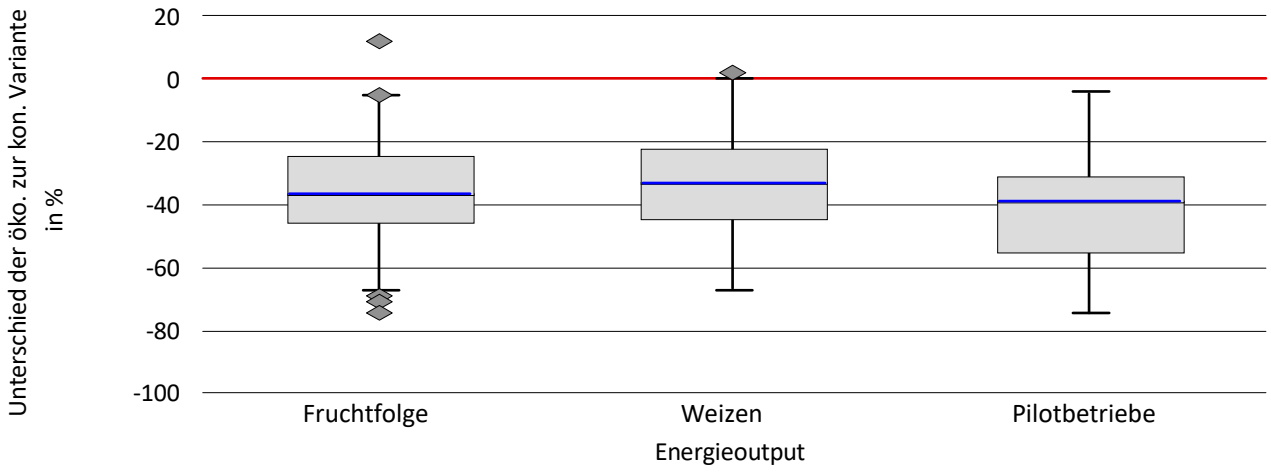
Die deutlich niedrigeren Energieinputs des ökologischen Pflanzenbaus ergeben sich in der Umsetzung grundlegender Prinzipien des ökologischen Landbaus. Während im Ökolandbau auf den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutz- und Düngemittel verzichtet wird, stellt in konventionellen Systemen die Erzeugung von Mineraldüngerstickstoff[32] häufig den bedeutendsten Energieinput dar. Der Ökolandbau ist weniger auf den Zukauf von Betriebsmitteln (und damit auf Energieinputs) angewiesen als konventionelle Systeme, weil er innerbetriebliche Prozesse (N_2-Fixierung durch Leguminosen, Humusmanagement, Aufbau von Bodenfruchtfruchtbarkeit, Nährstoffmobilisierung und Nährstoffkreislauf) als Grundlage des Pflanzenbaus nutzt. Gleichwohl hängt auch der Ökolandbau vom Einsatz fossiler Energie ab, da praktisch alle Arbeitsgänge im Pflanzenbau den Einsatz von Kraftstoff und Maschinen erfordern.

[32] Die Erzeugung und Bereitstellung von Mineraldüngerstickstoff ist sehr energieintensiv und erfordert je nach Effizienz des Produktionsverfahrens und der N-Düngerform etwa 35 bis über 50 MJ/kg Stickstoff. Zum Vergleich: ein Liter Dieselkraftstoff besitzt ein Energieäquivalent (Energiegehalt von Diesel plus Energieeinsatz bei der Herstellung) von ca. 40 MJ/l.

8.3.6 Energieoutput

Mit Fokus auf den Indikator Energieoutput erfolgte die Auswertung von 15 Studien mit 30 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge und von 12 Studien mit 25 Vergleichspaaren auf der Ebene des Weizens. Der Energieoutput war auf allen drei untersuchten Systemebenen (Fruchtfolge, Fruchtart Weizen, Pilotbetriebe) im ökologischen Pflanzenbau niedriger als im konventionellen Pflanzenbau (Abbildung 8.9, Tabelle 8.13). In 100 % der untersuchten Pilotbetriebe, 87 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge bzw. 84 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen lag der flächenbezogene Energieoutput im ökologischen Pflanzenbau unter dem des konventionellen Pflanzenbaus (Tabelle 8.14).

Abbildung 8.9 Relative Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Landnutzungssystemen hinsichtlich des Energieoutputs



Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (n = 30), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (n = 25), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe (PB) auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) (n = 31). Konv = 0%

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.13 Energieoutput im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (GJ/ha und Jahr)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	71,9	115,8	80,7	122,8	100,2	171,2
Median	63,0	104,5	74,9	117,6	94,6	174,4
Min-Wert	14,4	23,4	18,9	30,6	51,6	109,7
Max-Wert	150,5	199,6	147,7	198,4	165,0	226,3

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.14 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich des Energieoutputs[33] im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Energieoutput	Fruchtfolge	15	1	3	26	10% 87%
	Weizen	12	0	4	21	16% 84%
	Pilotbetriebe	1	0	0	31	100%

Öko + Höherer Energieoutput im ökologischen Landbau (> +10 %)
Öko = Vergleichbarer Energieoutput im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Niedrigerer Energieoutput im ökologischen Landbau (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

Ursachen für den niedrigeren N-Output sind die systembedingt geringeren Erträge im Ökolandbau, gravierende Unterschiede in der Anbaustruktur (z. B. Anbau von Fruchtarten mit geringem Ertrags- und Energiebindungspotenzial wie z. B. Körnerleguminosen und Dinkel anstelle von Intensiv-Kulturen wie Mais und Zuckerrüben[34]) sowie Kleegras-Mulchsysteme ohne Biomasseernte. Um den steigenden Bedarf an ökologisch erzeugten Lebensmitteln aus eigener Produktion zu decken, sind folglich neben einer Ausdehnung der Anbaufläche signifikante Ertrags- und Effizienzsteigerungen im Ökolandbau erforderlich. Dies würde auch die relative ökonomische Vorzüglichkeit der ökologischen gegenüber der konventionellen Produktion verbessern.

8.3.7 Energieeffizienz

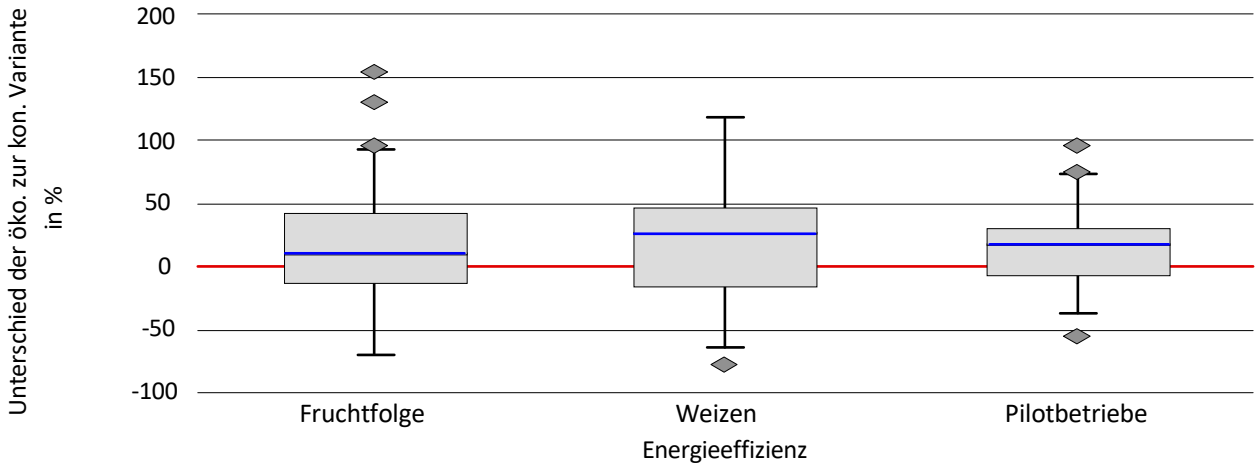
Insgesamt wurden 21 Studien mit 42 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge und 16 Studien mit 28 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge (Weizen) ausgewertet, die die Energieeffizienz im Ökolandbau und in der konventionellen Landwirtschaft vergleichend untersucht haben. Die Energieeffizienz des ökologischen Pflanzenbaus (Fruchtfolge, Fruchtart Weizen, Pilotbetriebe) übertrifft die Energieeffizienz der konventionellen Vergleichssysteme (Abbildung 8.10, Tabelle 8.15). 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 (Tabelle 8.16).

[33] Energieoutput hat keine direkte Umweltrelevanz/Umweltwirkung. Er ist ein Zusatzindikator für die Interpretation des Indikators E-Effizienz.

[34] Die Verwertung der Produkte wird bei der Energiebilanzierung von Pflanzenbausystemen mit der hier verwendeten Methode und Systemgrenze nicht analysiert. Folglich bleibt auch unberücksichtigt, wie gesellschaftlich sinnvoll eine sehr hohe Mais- und Zuckerproduktion bzw. ein aus ernährungsphysiologischer Sicht zu hoher Zuckerverbrauch ist.

Effizienzsteigerungen sind durch die Reduzierung der fossilen Energieinputs (z. B. durch die Nutzung regenerativer Energien, optimierte Verfahrensgestaltung, Einsatz energieeffizienter Technik) und/ oder die Steigerung der Erträge und der Energiebindung (z. B. Sorten mit höherem Ertragspotenzial, Fruchtfolgeoptimierung) möglich.

Abbildung 8.10 Relative Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Landnutzungssystemen 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). Kon. = 0%; Extremwerte FF: 276 %; W: 200 %, 137 % (o.Darst.)

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 8.15 Energieeffizienz im Pflanzenbau (Mittelwert, Median, Minimum und Maximum) aus Experimentalstudien und Pilotbetrieben (%)

	Fruchtfolge		Weizen		Pilotbetriebe	
	öko	kon	öko	kon	öko	kon
Mittelwert	10,6	9,1	12,4	9,8	14,3	12,4
Median	9,0	7,6	12,0	9,5	14,6	12,7
Min-Wert	1,9	2,2	0,6	1,7	6,8	8,4
Max-Wert	20,8	18,2	38,7	20,9	26,2	15,6

Quelle: Eigene Auswertung

Tabelle 8.16 Klassifikation der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich der Energieeffizienz im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

		Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
			Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Energieeffizienz	Fruchtfolge	21	23	8	11	55% 19% 26%
	Weizen	16	16	5	7	57% 18% 25%
	Pilotbetriebe	1	22	3	6	71% 10% 19%

Öko + Höhere Energieeffizienz im ökologischen Landbau (> +10 %)
Öko = Vergleichbare Energieeffizienz im ökologischen Landbau (+/-10 %)
Öko - Niedrigere Energieeffizienz im ökologischen Landbau (< -10 %)

Quelle: Eigene Auswertung

8.4 Resümee und weitere Überlegungen

8.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Die Literaturstudien und Praxisuntersuchungen zeigen im ökologischen Landbau

- geringere Stickstoff- und Energieinputs,
- geringere Stickstoff- und Energieoutputs,
- geringere Stickstoffsalden und flächenbezogene Stickstoffverlustpotenziale,
- überwiegend höhere Stickstoff- und Energieeffizienzen

im Vergleich zum konventionellen Landbau. Diese Unterschiede konnten auf allen drei betrachteten Untersuchungsebenen (Fruchtfolge, Fruchtart, Betrieb) nachgewiesen werden. Folglich werden die eingangs formulierten Thesen durch die Auswertung der Forschungsliteratur bestätigt.

Mit der Steigerung der Stickstoffeffizienz und der Energieeffizienz im ökologischen Landbau können wichtige gesellschaftliche Leistungen erbracht werden. Wird weniger Stickstoff zur Erzeugung einer Produkteinheit eingesetzt, so spart dies Ressourcen (z. B. fossile Energie zur Erzeugung von Stickstoffdüngemitteln) und entlastet die Umwelt (weniger Treibhausgasemissionen, weniger Emissionen an reaktiven Stickstoffverbindungen und somit geringere Nitrateinträge ins Grundwasser, geringere Ammoniak- und Lachgasemissionen in die Atmosphäre, geringere N-Einträge in naturnahe Ökosysteme und damit verbundene geringere Belastung der biotischen Umwelt, Schutz der Biodiversität). Der Einsatz fossiler Energie verursacht CO_2-Emissionen und beeinflusst die Treibhausgasbilanz maßgeblich (Frank, 2014; Böswirth, 2017). Daher ist die Reduzierung des Einsatzes von fossilen Energien aus Klimaschutzgründen dringend erforderlich.

Die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Produktion ergeben sich in erster Linie durch die spezifische Art der innerbetrieblichen Prozesse (N_2-Fixierung durch Leguminosen, Humusmanagement, Aufbau von Bodenfruchtfruchtbarkeit, Nährstoffmobilisierung und Nährstoffkreislauf) des ökologischen Landbaus. Dagegen stellt in konventionellen Systemen die Erzeugung von Mineraldüngerstickstoff häufig den bedeutendsten Stickstoff- und Energieinput dar.

8.4.2 Bezugseinheiten zur Darstellung der gesellschaftlichen Leistung

Zum Thema Stickstoff- und Energieeffizienz werden in der Literatur sowohl flächen- als auch produktbezogene Bezugseinheiten genutzt. Die Wahl hängt von der Fragestellung, dem Ziel und Kontext der jeweiligen Untersuchung ab. Der N-Saldo kann z. B. nicht auf ein Produkt bezogen werden, sondern nur auf die Fläche, die N-Effizienz hingegen ist produktbezogen. Die flächenbezogenen N-Salden kennzeichnen das Verlustpotenzial an reaktiven N-Verbindungen in die Umwelt. Mit steigenden N-Salden steigt das Nitrataustragspotenzial. Der N-Saldo ist somit ein Indikator für das Nitrataustragspotenzial. Daher ist beim N-Saldo ein klarer Flächenbezug gegeben (z. B. Nitrataustrag unter einer landwirtschaftlichen Nutzfläche in einem Trinkwassereinzugsgebiet). Auch bei der Energiebilanz im Pflanzenbau gibt es Indikatoren mit Flächenbezug (Energieinput je ha) und Produktbezug (Energieeffizienz). Die Wahl der Bezugseinheit ist außerordentlich wichtig, da die Ergebnisse dadurch wesentlich beeinflusst werden können.

8.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Eine der größten Herausforderungen im Ökolandbau ist die nachhaltige Steigerung der Erträge und der Energiebindung sowie die Verminderung der „Ertragslücke“ (yield gap) zu konventionellen Systemen. Hierzu sind unterschiedliche Ansätze zu verfolgen, vor allem die Züchtung leistungsfähiger, an die Bedingungen des Ökolandbaus adaptierter Sorten, die Optimierung von Anbauverfahren (technische Innovationen im ökologischen Pflanzenbau), die bessere Nährstoffversorgung durch Schließung betrieblicher und überbetrieblicher Nährstoffkreisläufe (Nährstoffrecycling, Minderung von Nährstoffverlusten) sowie die Gesunderhaltung der Kulturpflanzen durch 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).

Die Erhöhung der Stickstoffeffizienz ist im nationalen und globalen Maßstab von entscheidender Bedeutung, um Ertragssteigerungen bei gleicher oder sinkender N-Zufuhr zu erreichen und die Umwelt zu entlasten. Zur Erhöhung der Stickstoffeffizienz sind unterschiedliche Ansätze relevant – von der Züchtung stickstoffeffizienter Sorten über die Optimierung der Stickstoffdüngung (Berücksichtigung des Pflanzenbedarfs, sensorgestützte Düngung, verlustarme Düngerapplikation, Einsatz stabilisierter Dünger; vgl. Spicker, 2016; Vinzent et al., 2017) bis zur Systemoptimierung

(Integration von Pflanzenbau und Tierhaltung, Gestaltung betrieblicher und überbetrieblicher Stickstoffkreisläufe, auf Leguminosen basierte Fruchtfolgen; vgl. Küstermann et al., 2010; Lin et al., 2016).

Zur Steigerung der Energieeffizienz können unterschiedliche Strategien genutzt werden – die Minderung der Energieinputs (z. B. Einsparung von Arbeitsgängen, Einsatz von Technik und Verfahren mit geringerem Energieverbrauch, Einsatz von Produktionsmitteln mit geringem energetischen Herstellungsaufwand) sowie die Erhöhung der Erträge und der Energiebindung (z. B. Sorten mit hohem Ertragspotenzial, Nutzung von Vorfruchteffekten und Fruchtfolgeoptimierung, optimierte Nährstoffversorgung von Pflanzenbeständen) sowie die Kombination beider Strategien.

8.4.4 Weiterer Forschungsbedarf

Bei Vergleichsanalysen zur Stickstoff- und Energieeffizienz ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme wurde in bisherigen Studien nur unzureichend berücksichtigt, ob die geprüfte Bewirtschaftungsintensität realen Praxisbedingungen entspricht und ob die analysierten Systeme vergleichbar sind (z. B. hinsichtlich der Stickstoffzufuhr und der Fruchtfolgen). Ein besonderer Schwerpunkt künftiger Untersuchungen sollte darin bestehen, die Systeme des ökologischen und des konventionellen Pflanzenbaus genau zu charakterisieren, vor allem in Hinblick auf ihre Struktur (viehlos vs. viehhaltend bzw. Fruchtfolgen mit/ ohne Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung) sowie hinsichtlich der Bewirtschaftungsintensität (Einsatz von Stickstoff und fossiler Energie je Hektar).

Zu wenig erforscht sind die Langzeitwirkungen organischer Dünger sowie die langfristige N-Effizienz im ökologischen Landbau, weil weltweit nur wenige Dauerfeldexperimente mit ökologischen Varianten existieren. Die überwiegend in Kurzzeitexperimenten, unter Praxisbedingungen in betrieblichen Fallstudien (vgl. Küstermann et al., 2010; Lin et al., 2016, 2017) oder Modellrechnungen gewonnenen Ergebnisse zur Stickstoffeffizienz sollten unbedingt durch Langzeitexperimente (vgl. Drinkwater et al. 1998) überprüft und wissenschaftlich weiter fundiert werden. Dauerfeldversuche mit Laufzeiten von über 20 Jahren sind extrem aufwändig, erlauben aber genauere Aussagen zur Stickstoffeffizienz unter Berücksichtigung der N-Dynamik der Böden (vgl. Mäder et al., 2002; Hülsbergen, 2003).

In weiterführenden Untersuchungen sollten anhand des vorhandenen (und aktualisierten/ erweiterten) Datensatzes vertiefende quantitative Analysen unter Berücksichtigung der Variabilität der Ergebnisse erfolgen sowie funktionale Zusammenhänge geklärt werden, z. B. der Einfluss einzelner oder mehrerer Faktoren auf die Energie- und Stickstoffeffizienz unter Berücksichtigung von Standort- und Managementeinflüssen.

Zudem ist es notwendig, eine Gesamtbewertung der ökologischen und gesellschaftlichen Leistungen von Anbausystemen vorzunehmen, die neben der Energie- und Stickstoffeffizienz weitere relevante Agrar-Umweltbereiche (Biodiversität, Treibhausgasemissionen) integrieren. Die isolierte Betrachtung einzelner Effizienzkennzahlen und Indikatoren (wie z. B. der Energieeffizienz) ist für eine Weiterentwicklung von Pflanzenbausystemen nicht zielführend.

9 Tierwohl

Solveig March, Daniela Haager, Jan Brinkmann

9.1 Hintergrund und Relevanz

Unter Tierwohl als deutschsprachige Entsprechung des englischsprachigen „animal welfare“ wird ein multidimensionales Konzept verstanden, wobei die verschiedenen Dimensionen von Tierwohl drei übergeordneten Dimensionen zugeordnet werden können: der Tiergesundheit (basic health and functioning), Natürlichkeit bzw. die Ausführung natürlicher Verhaltensweisen (natural living) und dem Befinden (affective states; Fraser, 2008). Diese Dimensionen überschneiden sich teilweise, so haben beispielsweise sowohl Erkrankungen als auch die Ausführung natürlicher Verhaltensweisen Effekte auf das Befinden. Sie sind zum Teil aber auch voneinander unabhängig oder stehen sogar in Konkurrenz zueinander. Welche Bedeutung den verschiedenen Dimensionen zugesprochen wird, hängt von den Werturteilen der Beurteiler ab. Jedoch besteht inzwischen weitgehende Übereinstimmung, dass für eine breit akzeptierte Beurteilung des Tierwohls keine der genannten drei Dimensionen außer Acht gelassen werden sollte (BMEL, 2017). Für eine belastbare Beurteilung jeder einzelnen Dimension müssen verschiedene Kriterien betrachtet und eine Vielzahl unterschiedlicher Indikatoren verwendet werden.

Nicht zuletzt die seit einigen Jahren intensiv geführte öffentliche Diskussion über die Nutztierhaltung in Deutschland zeigt, dass das Wohlergehen der Tiere – auch wenn diese in erster Linie für die Erzeugung von Nahrungsmitteln gehalten werden – ein gesellschaftlicher Anspruch ist (WBA, 2015). Dieses Anliegen wird auch durch die Verankerung des Tierschutzes (und somit das Wohl der Tiere) als Staatsziel in Artikel 20a des Grundgesetzes verdeutlicht. Um einen angemessenen Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere zu gewährleisten, wurden in Deutschland mit dem Tierschutzgesetz, der Tierschutz-Nutztierverordnung oder der Tierschutztransportverordnung verschiedene Mindestanforderungen für die Haltung von Nutztieren festlegt. Trotz dieser ordnungsrechtlichen Bestimmungen scheint der gesellschaftliche Anspruch im Hinblick auf das Tierwohl nicht ausreichend erfüllt zu werden. So attestiert der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBA) der Nutztierhaltung in seinem Gutachten „Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung“ erhebliche Defizite im Bereich des Tier- und Umweltschutzes (WBA, 2015). Er sieht ein hohes Konfliktpotenzial, u.a. in den zunehmenden gesellschaftlichen Debatten, die Teilaspekte der Tierhaltung sehr kritisch sehen (z. B. Haltungsformen, Arzneimitteleinsatz, etc.) und schlussfolgert, dass die gesellschaftliche Akzeptanz von Tierhaltung und Fleischwirtschaft stark abgenommen hat (WBA, 2015). Deshalb hält der Beirat die derzeitigen Haltungsbedingungen landwirtschaftlicher Nutztiere größtenteils für nicht zukunftsfähig und plädiert für eine grundsätzliche Neuorientierung der Nutztierproduktion in Deutschland. Um die gesellschaftlichen Anforderungen an die Nutztierhaltung und die Realität der landwirtschaftlichen Produktion stärker in Einklang zu bringen, empfiehlt der Beirat u.a. den Aufbau eines nationalen Tierwohl-Monitorings. Des Weiteren schlägt er als Sofortmaßnahmen auf Ebene des Bundes ein Informationsprogramm für Verbraucher inkl. eines staatliches

Tierschutzlabels, ein Forschungs- und Innovationsprogramm Tierwohl sowie eine Umschichtung von Mitteln der 1. in die 2. Säule der GAP, um die finanziellen Spielräume für Tierwohlmaßnahmen zu erhöhen, vor (WBA, 2015).

Da ein höheres Maß an Tierwohl mit höheren Kosten verbunden ist, stellt sich aus einer politischen Perspektive die Frage, wer diese Mehrkosten tragen sollte. Angesichts der Diskrepanz zwischen der gesellschaftlichen Zustimmung zu mehr Tierwohl einerseits und der begrenzten Zahlungsbereitschaft der Verbraucher, für entsprechend erzeugte Produkte höhere Preise zu zahlen, andererseits kann ein ausreichendes Angebot nur bedingt über klassische Marktmechanismen sichergestellt werden (FAWC, 2011). Es liegt demnach ein „Marktversagen“ vor und Tierwohl ist als ein kollektives Gut anzusehen. Die Politik hat in diesem Fall die Aufgabe, lenkend einzugreifen, damit die gesellschaftlichen Erwartungen erfüllt werden. Als gesellschaftliche Leistung der Landwirtschaft im Bereich des Tierwohls ist folglich die Einhaltung von Produktionsvorschriften zu verstehen, die sich an den gesellschaftlichen Erwartungen orientieren, die über die gesetzlichen Mindestvorgaben hinausgehen und deren Kosten nicht über den Markt abgegolten werden können.

9.2 Grundlagen

9.2.1 Zusammenhang zwischen Prinzipien sowie Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus und der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen

Tierwohl einschließlich tiergerechter Tierhaltung ist ein zentrales Thema des ökologischen Landbaus. Dies spiegelt sich auch in der EU-Öko-Verordnung wider, wonach ein grundlegendes Ziel des ökologischen Landbaus die Beachtung hoher Tierschutzstandards und insbesondere die Berücksichtigung tierartspezifisch verhaltensbedingter Bedürfnisse ist. Um dieses Ziel zu erreichen, legt die ökologische Tierhaltung einen Schwerpunkt auf vorbeugende Maßnahmen bei Haltung, Fütterung, Zucht und (Herden-) Management. Der Einsatz allopathischer Tierarzneimittel ist auf ein Mindestmaß zu reduzieren.

Konkret sieht die Verordnung zur Prävention von Gesundheitsstörungen und zur Sicherstellung eines hohen Tierwohlniveaus unter anderem folgende Bestimmungen vor:

- Bei der Wahl der Rassen oder Linien ist die Fähigkeit der Tiere zur Anpassung an die Umweltbedingungen, ihre Vitalität und ihre Widerstandsfähigkeit gegen Krankheiten zu berücksichtigen.
- Es sind tiergerechte Haltungsverfahren zu wählen, die den Bedürfnissen der einzelnen Tierarten gerecht werden sowie eine hohe Widerstandskraft gegen Krankheiten fördern und Infektionen vorbeugen. Anbindehaltung ist verboten.

- Routinemäßige schmerzhafte Eingriffe an den Tieren wie beispielsweise das Entfernen der Hornanlagen bei Rindern, das Schnäbelstutzen bei Geflügel und das Kupieren der Schwänze bei Schweinen sind verboten.
- Durch das Angebot hochwertiger Futtermittel aus ökologischem Anbau sowie regelmäßigen Auslauf und Weidezugang soll die natürliche Immunität der Tiere gefördert und das Ausüben arttypischen Verhaltens ermöglicht werden.
- Für Pflanzenfresser ist zudem eine Rationsgestaltung vorgeschrieben, in der ein Grobfutteranteil von 60 % berücksichtigt werden muss, um mit zu konzentratlastiger Fütterung zusammenhängende Tiergesundheitsprobleme zu vermeiden.
- Die Ernährung junger Säugetiere ist auf Basis von natürlicher Milch zu gewährleisten, für die einzelnen Nutztierarten gelten bestimmte zeitliche Mindestanforderungen an die Dauer der Vollmilchtränke.
- Zudem ist eine angemessene Besatzdichte zu gewährleisten, um Überbelegung und damit zusammenhängende Tiergesundheitsprobleme zu vermeiden.
- Mindestens die Hälfte der Bodenfläche in den Ställen muss planbefestigt ausgeführt sein, das heißt, sie darf nicht aus Spalten- oder Gitterkonstruktionen bestehen. Einstreu ist für die Liegeflächen obligatorisch.

Wenn einer Erkrankung oder Verletzung trotz der oben genannten Grundsätze nicht vorgebeugt werden konnte, ist das Tier unverzüglich zu behandeln. Für die Verwendung von Tierarzneimitteln in der ökologischen Tierhaltung gelten u.a. die folgenden Grundsätze:

- Die prophylaktische Verabreichung allopathischer Tierarzneimittel ist verboten.
- Phytotherapeutische und homöopathische Präparate sowie erlaubte Mineralstoffe und Spurenelemente sind chemisch-synthetischen allopathischen Tierarzneimitteln vorzuziehen, sofern ihre therapeutische Wirkung bei der betreffenden Tierart und der zu behandelnden Krankheit gewährleistet ist.
- Kann mit den oben genannten Mitteln eine Krankheit oder Verletzung nicht wirksam behandelt werden und ist eine Behandlung zur Vermeidung von Leiden und Schmerzen des Tieres erforderlich, so dürfen und müssen in Verantwortung eines Tierarztes chemisch-synthetische allopathische Tierarzneimittel verabreicht werden.
- Die Wartezeit zwischen der letzten Verabreichung eines chemisch-synthetischen allopathischen Tierarzneimittels und der Gewinnung von ökologischen Lebensmitteln von dem behandelten Tier ist gegenüber der gesetzlichen Wartezeit zu verdoppeln. Wenn keine gesetzliche Wartezeit angegeben ist, beträgt die einzuhaltende Wartezeit 48 Stunden.
- Erhält ein Tier oder eine Gruppe innerhalb eines Jahres mehr als drei Behandlungen mit chemisch-synthetischen allopathischen Tierarzneimitteln (bzw. mehr als eine Behandlung, wenn der produktive Lebenszyklus kürzer als ein Jahr ist), so dürfen die betreffenden Tiere oder ihre Erzeugnisse nicht als ökologische Erzeugnisse verkauft werden.

Auf nationaler Ebene ist der ökologische Landbau überwiegend in Verbänden organisiert, deren Richtlinien teilweise weiterreichende Anforderungen vorsehen. Hinsichtlich der Tiergesundheit gilt in einigen dieser Verbände eine Zusatzregelung, dass bei notwendiger allopathischer Behandlung bestimmte Arzneimittel nicht zulässig oder in ihrer Anwendung beschränkt sind (z. B. Bioland). Tierwohl einschließlich tiergerechter Tierhaltung ist bereits in den IFOAM-Grundprinzipien zur Gesundheit und zur Gerechtigkeit fest verankert. So definiert das „Prinzip der Gesundheit" Gesundheit als Ganzheit und Integrität von lebendigen Systemen, einschließlich der Erhaltung von körperlichem, seelischem, sozialem und ökologischem Wohlergehen und beschränkt diese nicht nur auf die Abwesenheit von Krankheit. Darüber hinaus besagt das „Prinzip der Gerechtigkeit", dass Tiere so gehalten und gepflegt werden müssen, dass die Lebensbedingungen ihrer Physiologie, ihrem natürlichen Verhalten und Wohlbefinden entsprechen (IFOAM, 2014).
Somit wird bereits über die IFOAM-Grundprinzipien deutlich, dass zum einen der Prävention von Gesundheitsstörungen im ökologischen Landbau eine wichtige Rolle zukommt und die Tierhaltung in der ökologischen Landwirtschaft zum anderen versucht, den Bedürfnissen der Tiere gerecht zu werden, u.a. in der Gestaltung der jeweiligen Haltungsumwelt. Somit wird bereits hier auf das Erreichen eines hohen Maßes an Tierwohl in Bezug auf alle drei o.g. Dimensionen (Tiergesundheit, Verhalten, emotionales Befinden) abgezielt und mit den resultierenden konkreten Vorgaben, z. B. zur Gestaltung der Haltungsumwelt, die Basis dafür geschaffen.

9.2.2 Ergebnisse anderer Literaturreviews und Metastudien

Bisher liegen nur wenige Literaturreviews vor, die die Tierwohlsituation landwirtschaftlicher Nutztiere auf konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben miteinander verglichen und bewertet haben. Drei Untersuchungen sind aus den Jahren 2001 und 2003. Diese berücksichtigen jedoch aufgrund der zum damaligen Zeitpunkt geringen verfügbaren Studienanzahl nur einzelne Aspekte des Tierwohls und beinhalten nur wenige Vergleichsmöglichkeiten mit konventionellen Systemen. Aufgrund der Weiterentwicklung der Produktionssysteme und der starken Ausweitung der ökologischen Wirtschaftsweise können sie nur bedingt als aktuell angesehen werden.

Nach Sundrum (2001) ist die Anpassungsfähigkeit landwirtschaftlicher Nutztiere auch in der Praxis des ökologischen Landbaus häufig überfordert. Hinsichtlich der Tiergesundheit in ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben berichteten die vergleichenden Studien zum damaligen Zeitpunkt von keinen fundamentalen Unterschieden zwischen den beiden Wirtschaftsweisen (ebd.). In Bezug auf die anderen beiden Dimensionen des Tierwohls bietet dem Autor zufolge die ökologische Tierhaltung mit über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehenden Mindeststandards bezüglich Haltung und Management gute Voraussetzungen für verbessertes Tierwohl (ebd.).

Hovi et al. (2003) verweisen in ihrer Literaturarbeit darauf, dass die verfügbare Datenlage begrenzt ist. Die Autoren kommen auf Basis der zum damaligen Zeitpunkt verfügbaren Studien zu dem Ergebnis, dass es für eine Gefährdung von Gesundheit und Wohlergehen von landwirtschaftlichen Nutztieren in der ökologischen Tierhaltung im Vergleich zu konventionellen Systemen nur wenige Anhaltspunkte gibt (ebd.). Sie verweisen jedoch auf Bereiche, wie beispielsweise das Parasiten- und Fütterungsmanagement, bei denen verstärkte Anstrengungen unternommen werden müssen, um den Anforderungen des ökologischen Landbaus hinsichtlich der Sicherstellung eines hohen Maßes an Gesundheit und Wohlbefinden der Nutztiere Rechnung zu tragen (ebd.).

Lund & Algers (2003) weisen in ihrer Arbeit ebenfalls darauf hin, dass die zum damaligen Zeitpunkt verfügbaren Studien keine Hinweise lieferten, dass Gesundheit und Wohlbefinden in der ökologischen Tierhaltung schlechter als in der konventionellen Tierhaltung sind. Eine Ausnahme sind allerdings Parasitenerkrankungen, die nach ihren Auswertungen auf ökologischen Betrieben häufiger auftreten. Die Autoren schlussfolgern deshalb, dass (abgesehen von parasitären Erkrankungen) die Gesundheit und das Wohlbefinden von Nutztieren in der ökologischen Nutztierhaltung gleich oder besser sind als in konventionell wirtschaftenden Betrieben (ebd.). Die Autoren verweisen ferner ebenfalls auf die zum damaligen Zeitpunkt nur geringe Anzahl verfügbarer Studien sowie den Umstand, dass in den meisten Studien lediglich tiergesundheitliche Aspekte des Tierwohls betrachtet wurden (ebd.).

Van Wagenberg et al. (2017) veröffentlichten erst vor kurzem einen weiteren Literaturreview, in welchem ökologische und konventionelle Tierhaltungssysteme in Bezug auf verschiedene Aspekte der Nachhaltigkeit, unter anderem Tierwohl, verglichen wurden. Von den im Review behandelten 52 Publikationen zum Bereich Tierwohl beziehen sich 90 % auf Milchkühe. Die restlichen 8 Studien behandeln Mastrinder, Schweine, Mastgeflügel und Legehennen. Im Allgemeinen ergibt der Vergleich der beiden Wirtschaftsweisen hinsichtlich des Tierwohls der verschiedenen Nutztierarten kaum Unterschiede, obschon der ökologische Landbau in einzelnen Aspekten besser als der konventionelle Landbau bewertet wird (z. B. Eutergesundheit, Antibiotikaresistenzen). Warum sich die Wirtschaftsweisen kaum oder nur geringfügig in ihren Ergebnissen voneinander unterscheiden, erklären die Autoren anhand von vier Gründen:

(1) sehr starke Unterschiede zwischen den Vergleichsstudien hinsichtlich Studiendesign, Stichprobenverfahren und Stichprobenumfang sowie Messmethoden,

(2) geringe Anzahl an Betrieben, die in den Vergleich einflossen (z. B. Vergleich von zwei ökologisch wirtschaftenden Betrieben mit drei konventionell wirtschaftenden Betrieben),

(3) länderspezifische Variationen in gesetzlichen Anforderungen und

(4) sehr geringe Anzahl von Vergleichsstudien (ebd.).

9.2.3 Thesen und Erwartungen

Die rechtlichen Bestimmungen zur ökologischen Nutztierhaltung adressieren wesentliche Aspekte, die zur Prävention von Produktionserkrankungen beitragen können: Beispielsweise hat die Umsetzung der Vorgaben zur Einstreu und damit zur Bereitstellung einer weichen, verformbaren Liegefläche sowie zur Bereitstellung von Auslauf und Weidegang einen positiven Einfluss auf die Klauen- und Gliedmaßengesundheit und sollte somit das Auftreten von klinischen Lahmheiten reduzieren. Auf der anderen Seite werden über die Restriktionen im ökologischen Landbau, z. B. die Fütterung betreffend, einige Herausforderungen in der Versorgung hochleistender Tiere bzw. der Versorgung von Monogastriern und insbesondere deren Jungtieren mit essentiellen Aminosäuren offenkundig. Die Risiken sind im ökologischen Landbau also anders gelagert als im konventionellen Landbau. Das Risikogeschehen bzgl. der unterschiedlichen Tierwohlprobleme ist zudem – unabhängig von der Wirtschaftsweise – stets multifaktoriell, weshalb das jeweilige einzelbetriebliche Management in beiden Wirtschaftsweisen den größten Ausschlag gibt.

Überall dort, wo über die haltungs- und managementbezogenen Vorgaben der EU-Öko-Verordnung wesentliche Risikofaktoren für bestimmte Erkrankungskomplexe adressiert werden, sind positive Effekte zu erwarten. Zudem ist davon auszugehen, dass zum Beispiel die Vorgaben bezüglich Platzangebot, Auslauf, Grobfutterangebot und Einstreu zu einer abwechslungsreicheren Haltungsumgebung und damit zu mehr Möglichkeiten zum Ausleben arteigenen Verhaltens und weniger Verhaltensstörungen beitragen. Bei suboptimalem Management (z. B. mangelhafter Ausgleichsfütterung) stellt dieses große Potenzial jedoch für alle Tierwohlbereiche gleichzeitig Risiken dar. Da die Operationalisierung der Ziele derzeit über einen rein handlungsorientierten Ansatz erfolgt und der ökologische Landbau ausschließlich haltungs- oder managementbezogene Kriterien bzw. Indikatoren verwendet, um seine Ziele zu erreichen und deren Erreichung zu dokumentieren, werden insbesondere bezüglich der Tiergesundheit keine bzw. nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Wirtschaftsweisen erwartet. Um v.a. die tiergesundheitlichen Aspekte des Tierwohls besser einbeziehen zu können, müssten die rein auf Haltung und Management ausgerichteten Vorgaben um ergebnisorientierte Komponenten (Nutzung tierbezogener Indikatoren) ergänzt werden.

Im Vergleich zur konventionellen Nutztierhaltung sind im Hinblick auf die Möglichkeit zur Ausübung arteigenen Verhaltens sowie die Möglichkeit des Erlebens positiver Emotionen im ökologischen Landbau aufgrund der gehobenen Haltungsstandards (Einstreu, Platzangebot, Auslauf) jedoch klare Mehrleistungen im Sinne von positiven externen Effekten zu erwarten.

Darüber hinaus ergibt sich aus den Produktionsvorgaben des ökologischen Landbaus in Bezug auf die Betonung der vorbeugenden Gesunderhaltung der Tiere eine geringere Belastung der Umwelt mit Antibiotika und anderen Tierarzneimitteln. Dies führt aufgrund der geringeren Kontamination von Böden und Wasser sowie dessen Auswirkung auf die Biodiversität zur Vermeidung negativer Effekte (Niggli et al., 2009). Ferner ist über einen geringeren Einsatz von Antibiotika und Anthelminthika eine Vermeidung von Resistenzbildungen bei den Mikroorganismen und Parasiten zu erwarten; was wiederum Vorteile in Bezug auf die Therapierbarkeit u.a. in der Humanmedizin hat (Kemper, 2008; zitiert nach Niggli et al., 2009).

Zudem wird davon ausgegangen, dass bei der Literaturrecherche nur sehr wenige Studien identifiziert werden können, die sich – neben der Tiergesundheit – mit den weiteren Dimensionen des Tierwohls nach Fraser (2008) beschäftigen und zum Beispiel Verhaltensaspekte sowie Emotionen in ihren vergleichenden Untersuchungen berücksichtigen. Es wird nicht erwartet, eine größere Anzahl Vergleichsstudien zwischen konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise zu finden, die Tierwohl im genannten umfassenderen Sinne bewerten und dabei eine einheitliche Erhebungsmethodik anwenden, so dass die Effekte quantitativ analysiert werden könnten.

9.3 Ergebnisse und Diskussion des Systemvergleichs

Indikatoren zur Messung und Bewertung erbrachter gesellschaftlicher Leistungen

Um das Tierwohl von landwirtschaftlichen Nutztieren unter Praxisbedingungen zu messen und beurteilen, bedarf es gleichermaßen aussagefähiger wie praxistauglicher Indikatoren, die sich mit vertretbarem Aufwand zuverlässig und wiederholbar erheben lassen. Bei diesen Tierwohlindikatoren handelt es sich um Merkmale, anhand derer auf Gesundheit und Wohlbefinden von Nutztieren geschlossen werden kann. Sie sollen eine möglichst objektive Bewertung zulassen, das Tierwohl also messbar machen. Seit Jahren existiert eine Vielzahl an tierbezogenen sowie haltungs- und managementbezogenen Indikatoren sowie Scoringsystemen, die eine aggregierte Tierwohl-Bewertung auf Betriebsebene ermöglichen, z. B. Welfare Quality® (Welfare Quality®, 2009). Haltungs- und managementbezogene Indikatoren beschreiben die Gegebenheiten der Haltung (z. B. Platzangebot) und des Managements (z. B. Stroh, Weide). Mit diesen Indikatoren können die Voraussetzungen bezüglich der Tiergerechtheit der Haltung erfasst werden. Sie lassen jedoch keinen direkten Rückschluss darauf zu, wie es den Tieren unter diesen Bedingungen geht. Ob die Tiere Schäden oder Erkrankungen aufweisen, lässt sich nur an ihnen selbst, d.h. anhand tierbezogener Indikatoren, feststellen. Diese eignen sich – sofern Validität, Reliabilität und Praktikabilität gewährleistet sind – am besten zur Beurteilung des Tierwohls landwirtschaftlicher Nutztiere (EFSA AHAW, 2012). Mit tierbezogenen Indikatoren können sowohl Aspekte des Gesundheitszustands als auch des Verhaltens und daraus abgeleitet der Emotionen der Tiere erfasst werden; sie ermöglichen direkte Rückschlüsse auf die Auswirkungen von Haltung, Fütterung und Management auf das Wohlergehen der Tiere.

Die gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus hinsichtlich der Sicherstellung eines hohen Tierwohlstandards können in Anlehnung an die multidimensionale Definition von Tierwohl nach Fraser (2008) anhand der Tiergesundheit, des Verhaltens und aus beiden ableitend des emotionalen Befindens gemessen und bewertet werden.

- **Gesundheit:** Tiergesundheit ist eine wichtige Dimension des Tierwohls (Fraser, 2008). Mit einer eingeschränkten Tiergesundheit können sowohl körperliche Schäden als auch emotionale Beeinträchtigungen (Schmerzen, Unwohlsein etc.) verbunden sein. Auch physiologische Parameter (z. B. Kortisolwerte im Blut), also Indikatoren des biologischen Funktionierens, können Auskunft über Emotionen eines Tieres geben. Tiergesundheit lässt sich nicht anhand

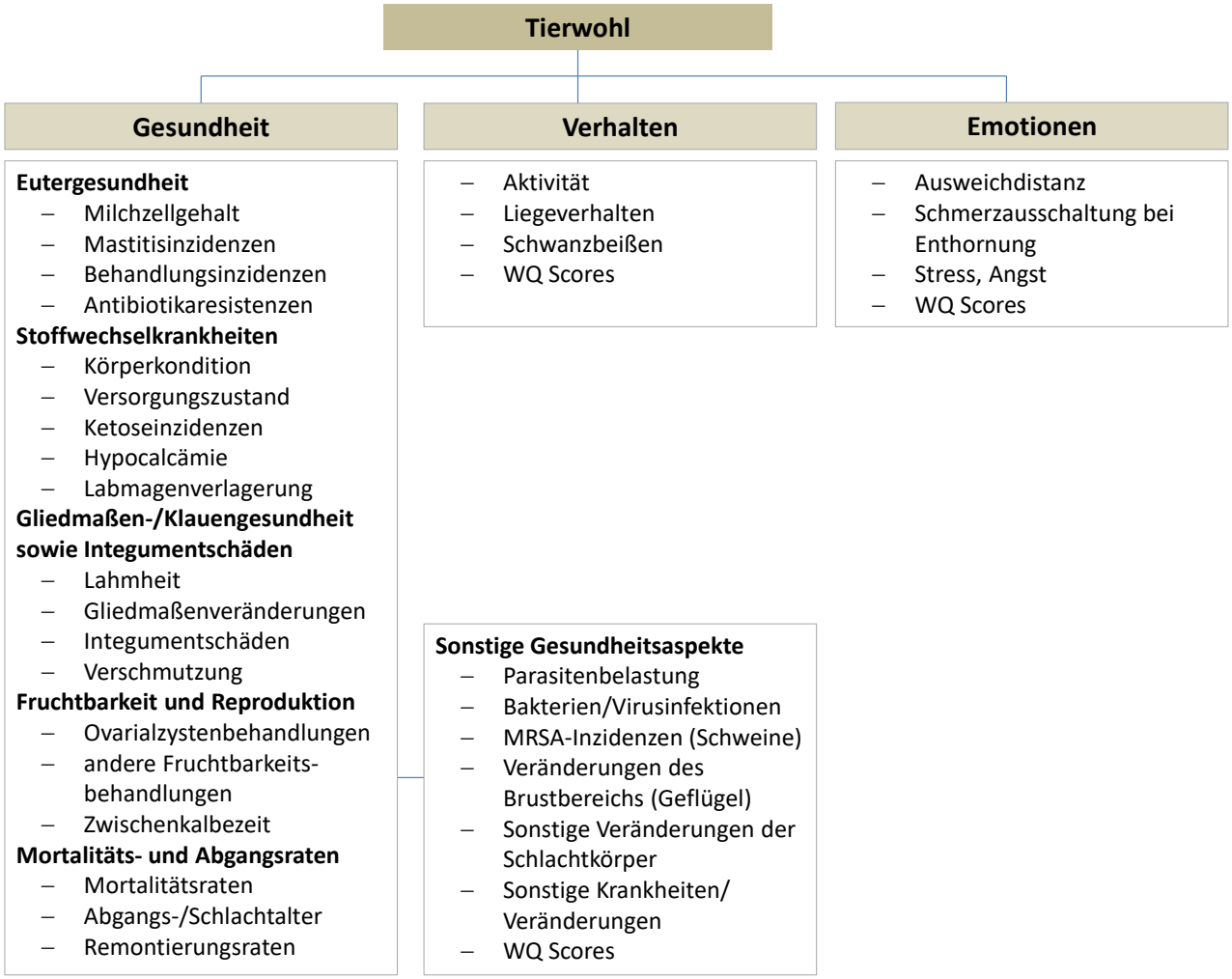
eines einzelnen Indikators bewerten, sondern ergibt sich aus einer Summe vieler einzelner Indikatoren wie z. B. Lahmheiten, Integumentschäden, (Behandlungs-) Inzidenzen und Prävalenzen von (Produktions-) Krankheiten.

- **Verhalten:** In eine ganzheitliche Bewertung des Tierwohls müssen neben den tiergesundheitlichen Aspekten auch verschiedene Aspekte des Verhaltens einfließen (Marley et al., 2010). Dazu gehört z. B. das Ausmaß der Möglichkeit, arteigenes Verhalten auszuüben. Bestimmte Verhaltensweisen deuten unmittelbar auf negative oder positive Emotionen hin (z. B. Verhaltensstörungen oder Komfortverhalten wie Sonnenbaden). Das Verhalten kann durch Verhaltensbeobachtungen erhoben werden; die Interpretation der Ergebnisse erfordert in jedem Fall, unabhängig davon, ob es sich um Verhaltens- oder Gesundheitsindikatoren handelt, Erfahrung und Expertise (Appleby, 2011).
- **Emotionen:** Auch das emotionale Befinden lässt sich nicht anhand eines einzelnen Indikators bewerten, sondern ergibt sich aus einer Summe vieler einzelner Indikatoren. Hierzu zählen das Erleben von positiven Emotionen wie beispielsweise Freude oder negative Emotionen wie Schmerzen oder Angst.

Um eine valide Aussage hinsichtlich der Auswirkungen der Haltungsumwelt auf das Tierwohl landwirtschaftlicher Nutztiere treffen zu können, müssen alle drei Dimensionen des Tierwohls – Tiergesundheit, Verhalten und, daraus abgeleitet, Emotionen – erfasst werden (Winckler & Leeb, 2016). Da in wissenschaftlichen Publikationen zumeist nur einzelne, sehr unterschiedliche Indikatoren zur Bewertung des Tierwohls verwendet werden und die im Rahmen dieser Arbeit vorgenommene Bewertung auf den identifizierten Studienergebnissen basiert, umfasst die Bewertungsgrundlage dieser Arbeit – über alle Tierarten und Produktionsrichtungen hinweg – insgesamt 41 Teilindikatoren (Abbildung 9.1).

Dadurch bedingt war die Anzahl an Studien bzw. Vergleichspaaren je Indikator sehr gering. Deshalb wurde eine quantitative Auswertung in Form von Box-Plot Diagrammen nicht durchgeführt. Der Systemvergleich basiert folglich nur auf der Klassifizierung der ökologischen Variante (Öko + / Öko = / Öko - als die konventionelle Variante). Grundlage hierfür waren die Richtungen der jeweils in den Publikationen ausgewiesenen Effekte bzw. Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen sowie ggf. deren statistische Signifikanz (soweit in der Studie dargestellt).

Abbildung 9.1 Verwendete Indikatoren zur Bewertung der gesellschaftlichen Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich Tierwohl (auf Basis der identifizierten Vergleichsstudien)



Quelle: Eigene Darstellung

Übersicht über die Datengrundlage

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden insgesamt 67 Studien berücksichtigt, die relevante Tierwohlaspekte auf ökologischen und konventionellen Betrieben vergleichend untersucht haben. Die meisten Studien beschäftigten sich mit spezifischen Fragestellungen in der Rinderhaltung (51 Publikationen). Weitere acht Veröffentlichungen beschäftigten sich mit Schweinen, sechs mit Geflügel und fünf mit kleinen Wiederkäuern. Als Vergleichsstudien wurden jene Publikationen erfasst, die Tierwohlindikatoren von Nutztieren aus ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben vergleichend darstellen (vgl. Kapitel 2). Da eine Vergleichsstudie mehrere Nutztierarten beinhalten kann, deckt sich die Anzahl der Studien, die zur Datenextraktion herangezogen wurden, nicht mit der Gesamtanzahl der Vergleichsstudien (Tabelle 9.1). Als Vergleichspaar wird im Folgenden jeweils die ökologische und konventionelle Variante (Betrieb bzw. Herde) verstanden, die in einer Publikation hinsichtlich eines Indikators verglichen werden.

Tabelle 9.1 Übersicht über die Anzahl identifizierter Vergleichsstudien sowie Vergleichspaare je Nutztierart und Produktionsrichtung

Nutztierart	Anzahl Vergleichsstudien [a]	Anzahl Vergleichspaare
Rinder	**51**	**355**
Milchkühe	47	299
Aufzuchtkälber	6	7
Mutterkühe	1	14
Mast-/ Schlachtrinder	2	35
Schweine	**8**	**53**
Mastschweine	4	18
Sauen (inkl. Saug- und Aufzuchtferkel)	2 (1)	13 (8)
Schweine (nicht weiter differenziert)	3	22
Kleine Wiederkäuer	**5**	**28**
Schafe (inkl. Lämmer)	4 (2)	25 (5)
Ziegen	1	3
Geflügel	**6**	**37**
Legehennen	2	6
Masthühner	3	23
Puten	1	8
Gesamtanzahl	**67**	**473**

[a)] Eine Vergleichsstudie kann mehrere Produktionsrichtungen und Vergleichspaare beinhalten.

Quelle: Eigene Zusammenstellung

9.3.1 Milchkühe

Tiergesundheit

Eutergesundheit

Der Großteil der 47 identifizierten Vergleichsstudien zum Thema Tierwohl in der Milchviehhaltung beschäftigte sich mit Fragen zur Eutergesundheit (28 Vergleichsstudien bzw. 109 Vergleichspaare von insgesamt 299 zu Milchkühen insgesamt, Tabelle 9.2). Bei 56 Vergleichspaaren wurden keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise hinsichtlich der Eutergesundheit festgestellt. Bei 32 Paaren war die ökologische Variante besser, bei 21 Paaren war diese schlechter.

Die Studien untersuchten zum einen die somatischen Milchzellgehalte, entweder auf Basis von Tankmilchuntersuchungen oder von Milchmessungen der Einzeltiere in den Herden (z. B. im Rahmen der Milchleistungsprüfung) und verglichen aggregierte Werte auf Betriebsebene oder auch Zellzahlklassenbesetzungen, d.h. beispielsweise den Anteil Kühe in den Herden, die einen bestimmten somatischen Milchzellgehalt überschritten. Zum anderen war das Auftreten von

Mastitiden bzw. deren Häufigkeit Gegenstand der Vergleichsstudien. Neben Erkrankungsinzidenzen wurden auch Behandlungsinzidenzen sowie das Auftreten bestimmter Mastitiserreger und Antibiotikaresistenzen vergleichend untersucht.

Tabelle 9.2 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Eutergesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Milchzellgehalt gesamt	26	8 (5)	24	14 (9)	18% 52% 30%
- Tankmilch		4 (1)	10	4 (2)	22% 56% 22%
- Milchleistungsprüfung		4 (4)	12	10 (7)	15% 46% 39%
- Zellzahlklassenbesetzung		0 (0)	2	0 (0)	100%
Mastitisinzidenzen/-prävalenzen [a]	7	6 (5)	7	2 (2)	40% 47% 13%
Mastitisbehandlungsinzidenzen	10	9 (7)	7	1 (0)	53% 41%
Mastitiserreger, Antibiotikaresistenz	10	9 (4)	18	4 (2)	29% 58% 13%
Gesamt	28	40 (21)	80	35 (13)	26% 52% 22%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Häufigkeiten von subklinischen bzw. akuten Mastitiden wurden z. B. anhand des Schalmtests oder der Zellgehaltsentwicklungen bzw. klinischer Anzeichen ermittelt.

Quelle: Eigene Auswertung

Über alle identifizierten Studien hinweg zeigen die Ergebnisse, dass sich die Eutergesundheit der Milchkühe im ökologischen und konventionellen Landbau nicht deutlich unterscheidet. Bei den Vergleichsstudien zu **Milchzellgehalten** weisen etwas mehr Studien auf einen höheren Milchzellgehalt in den ökologisch gehaltenen Herden hin, was auf eine tendenziell schlechtere Eutergesundheit in der ökologischen Milchviehhaltung hindeutet. Jedoch müssen die Ergebnisse zum Zellgehalt der Milch als Eutergesundheitsindikator aus mehreren Gründen mit Bedacht interpretiert werden. So stellt insbesondere der Tankmilchzellgehalt, welcher in einigen Untersuchungen ausgewertet wurde, keinen validen Indikator für den tatsächlichen Eutergesundheitsstatus im jeweiligen Betrieb dar. Der Tankmilchzellgehalt hängt in hohem Maß von betrieblichen Managemententscheidungen ab, z. B. in welchem Umfang oder bis zu welchem Grenzwert Milch mit erhöhtem Milchzellgehalt in den Tank gemolken oder ausgesondert wird. Zudem lässt sich über den Tankmilchzellgehalt kein Rückschluss auf den Eutergesundheitsstatus einzelner Kühe ziehen, da der in der Sammelmilch ermittelte Zellgehalt stark von der jeweiligen Einzeltierleistung, d.h. der Höhe des jeweiligen Gemelks mit entsprechendem Gehalt somatischer Zellen abhängt.

Zutreffender lässt sich der Herdengesundheitsstatus über den Anteil von Tieren bestimmen, die bestimmten Zellzahlklassen zugeordnet werden können. Zwei Studien stellten beispielsweise den mittleren Anteil laktierender Kühe dar, die einen Milchzellgehalt von mehr als 400.000 bzw. 150.000 aufwiesen (March et al., 2017; Müller & Sauerwein, 2010). Beide Studien fanden im Mittel der Zellzahlklassenbesetzung über mehrere monatliche Milchkontrollen eines längeren Zeitraums keinen Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen (ebd.).

Ein weiterer in den Studien verwendeter Indikator sind **Behandlungsraten**, dessen Aussagekraft ebenfalls kritisch zu betrachten ist. Diese Aufzeichnungen stellen zwar eine wichtige Datengrundlage für die Abschätzung der Tiergesundheitssituation auf Praxisbetrieben dar, jedoch beinhalten sie nur tatsächlich protokollierte Behandlungen. So gehen Menéndez González et al. (2010) davon aus, dass über Auswertungen zur Behandlungshäufigkeit die tatsächliche Auftretenshäufigkeit der jeweiligen Erkrankungen unterschätzt wird (ohne dass diese Unterschätzung näher zu quantifizieren wäre), da nicht erkannte sowie nicht protokollierte Erkrankungsfälle in der Praxis anzutreffen sind. Diese methodische Schwäche gilt bei den vorliegenden Vergleichspaaren jedoch sowohl für ökologisch als auch konventionell wirtschaftende Milchviehbetriebe, so dass es vermutlich im Vergleich der Wirtschaftsweisen zu keinen wesentlichen Verzerrungen bei der Dokumentation antibiotischer oder anderer allopathischer Behandlungen kommt. Anders könnte es sich bei der Behandlungsdokumentation alternativer Therapien verhalten, die vorzugsweise auf ökologischen Betrieben durchgeführt werden. Da die hier eingesetzten Mittel (z. B. Homöopathika) häufig nicht vom Tierarzt mit dem dazugehörigen Arzneimittelanwendungs- und Abgabebeleg geliefert werden, ist davon auszugehen, dass diese nicht so konsequent protokolliert werden wie der Einsatz allopathischer Tierarzneimittel. Bezüglich der in zehn Studien ausgewiesenen Mastitisbehandlungsraten weisen die ökologischen Betriebe in sieben Studien niedrigere Inzidenzen auf als ihre konventionellen Vergleichsgruppen. Dies ist wahrscheinlich bedingt durch den restriktiven Umgang mit antibiotischen Tierarzneimitteln im ökologischen Landbau. In Bezug auf das Tierwohl sind niedrige Behandlungsraten nur dann als positiv zu werten, wenn sie durch geringere Erkrankungsraten bedingt sind: Behandlungswürdige Erkrankungen eines Einzeltieres, die trotz Indikation nicht behandelt werden, beeinträchtigen durch vermeidbare Schmerzen das Tierwohl. Demzufolge ist häufig bei der Betrachtung von Behandlungsinzidenzen das Hinzuziehen anderer Indikatoren für den jeweiligen Gesundheitsbereich/ Tierwohlbereich sinnvoll. Beispielsweise könnten Behandlungsraten von akuten sowie subklinischen Mastitiden in Kombination mit Daten zu somatischen Milchzellgehalten eine umfassendere Auskunft über die Eutergesundheit geben.

Stoffwechselgesundheit

Zur Stoffwechselgesundheit wurden 11 vergleichende Studien gefunden, welche 46 Vergleichspaare betrachteten (Tabelle 9.3). Die Mehrzahl der Vergleichspaare (26 von 46 Paaren insgesamt) zeigt keine relevanten Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen. Bei 11 Paaren ergeben sich Vorteile und bei 9 Paaren Nachteile für die ökologische Variante.

Die in diesem Bereich verwendeten Indikatoren setzen sich – wie bereits im Bereich Eutergesundheit – zum einen aus Behandlungs- und Erkrankungsinzidenzen zusammen. Zum anderen wurden auch Beurteilungen der Körperkondition der Milchkühe sowie Ergebnisse von Milch- und Blutuntersuchungen in Bezug auf den Versorgungszustand der Kühe in den beiden Wirtschaftsweisen verglichen. So wurden z. B. die Gehalte bzw. das Verhältnis von Milchfett und -eiweiß sowie der Milchharnstoffgehalt für die Beurteilung der Nährstoffversorgung herangezogen. Bei der Bewertung der Tierwohlleistung ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der Restriktionen in der Fütterung bei Milchkühen im ökologischen Landbau unter bestimmten Bedingungen negative Effekte auftreten können. Beispielsweise kann die energetische Versorgung hochleistender Milchkühe, insbesondere in der Frühlaktation, bei sehr grobfutterbetonten Rationen, wie sie im ökologischen Landbau vom Grundsatz her erwünscht sind, eine Herausforderung darstellen. Gleiches gilt für die konstante Versorgung mit ausreichend Futterprotein bei häufig eher geringeren Kraftfuttergaben. Andererseits ist jedoch davon auszugehen, dass der hohe Rauhfutteranteil in der ökologischen Milchviehfütterung in Bezug auf andere Stoffwechselerkrankungen Vorteile mit sich bringen kann, da beispielsweise das Auftreten von Pansenfermentationsstörungen bis hin zu Azidosen oder fütterungsbedingter Klauenrehe vermindert werden kann.

Tabelle 9.3 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Stoffwechselgesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Körperkondition	4	1 (0)	6	1 (1)	13% 74% 13%
Versorgungszustand [a]	4	3 (2)	4	7 (3)	21% 29% 50%
Ketoseinzidenzen/ -behandlungsinzidenzen [b]	8	4 (2)	9	1 (0)	29% 64%
Hypocalcämie (Behandlungsinzidenzen)	4	2 (2)	6	0 (0)	25% 75%
Labmagenverlagerung/Indigestion (Behandlungsinzidenzen)	2	1 (1)	1	0 (0)	50% 50%
Gesamt	11	11 (7)	26	9 (4)	24% 57% 19%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Blutgehalte an Harnstoff und Albumin, Milchinhaltstoffverhältnisse, die auf die Eiweißversorgung schließen lassen (Milchharnstoff- und -eiweißgehalt) sowie Fett-Eiweißquotienten < 1,0 als Indikator für Pansenfermentationsstörungen.

[b)] Inklusive anhand des Fett-Eiweiß-Quotienten ermittelter Risiken für Energiemangelsituationen

Quelle: Eigene Auswertung

Hinsichtlich der **Körperkondition** zeigen die vier Studien, die den BCS (Body Condition Score) berücksichtigten, keinen deutlichen Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen auf (March et al., 2017; Roesch et al., 2005; Bergman et al., 2014; Sato et al., 2005 für die Erhebungen im Herbst). Lediglich bei ihren Frühjahrserhebungen fanden Sato et al. (2005) signifikant geringere Body Condition Scores in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben als in der konventionellen Vergleichsgruppe, während Bergman et al. (2014) in ökologisch wirtschaftenden Betrieben weniger überkonditionierte Kühe fanden. Dies ist möglicherweise durch die Vorgaben zur ökologischen Fütterung zu erklären. Die Verwendung 100 % ökologisch erzeugter Futtermittel, ein hoher Anteil an Grobfuttermittel in der Ration, aus dem eigenen Betrieb stammende Futtermittel sowie der vorgeschriebene Weidegang können für Betriebe Herausforderungen darstellen, hochleistende Kühe vor allem in der Frühlaktation ausreichend mit Energie und Eiweiß zu versorgen. Wie stark die negative Energiebilanz zu Beginn der Laktation im Einzelfall ausfällt, hängt in hohem Maße vom jeweiligen genetischen Leistungspotenzial der jeweiligen Rasse bzw. dem Kuhtyp ab.

Hinterstoißer et al. (2017) untersuchten die **Eiweiß- und Energieversorgung** auf Basis von Milchinhaltsstoffen (Milcheiweiß- und Harnstoffgehalte in verschiedenen Laktationsabschnitten) mit dem Ergebnis, dass in der ökologischen Milchviehhaltung eher Imbalancen in Bezug auf die Eiweiß- und Energieversorgung auftreten. Dort wurden weniger Kühe als ausreichend mit Energie und Eiweiß versorgt bewertet als in den konventionellen Betrieben, wobei dieses nicht für alle Laktationsabschnitte gleichermaßen zutraf. Der Anteil energetisch überversorgter Kühe war in dieser Studie in den konventionellen Betrieben höher (ebd.). Eine weitere Studie zum Versorgungszustand der Kühe (gemessen an Blutinhaltsstoffen) ergab, dass Kühe aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben weniger gut versorgt waren als Kühe aus konventionellen Betrieben (Sato et al., 2005). In der Studie wurden geringere Albumin- und Harnstoffgehalte in der ökologischen Milchviehhaltung festgestellt, die aus der Sicht der Autoren ebenfalls durch eine schlechtere Versorgung mit Futterprotein und -energie zu erklären sind. Sie stellten jedoch – als Anzeiger für das jeweilige Ketoserisiko – bei der Bestimmung der Gehalte an β–Hydroxybutyrat (BHB) und nichtveresterten Fettsäuren (NEFA) im Blutplasma (31 Tage postpartum) keine Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen fest (ebd.).

Studien, die sich mit **Behandlungsinzidenzen** von **Stoffwechselerkrankungen** beschäftigten, stellten wie bereits für die Eutergesundheitsbehandlungen beschrieben überwiegend geringere Ketosebehandlungsraten in ökologisch gehaltenen Herden fest (Bennedsgaard et al., 2003; Hardeng & Edge, 2001; Langford et al., 2009; Valle et al., 2007). Bezogen auf Hypocalcämie („Milchfieber“) ergaben die Studien von Hardeng & Edge (2001) in Norwegen sowie Langford et al. (2009) in Großbritannien geringere Gesamtbehandlungsraten in Herden in ökologisch wirtschaftenden Betrieben. Valle et al. (2007) sowie Fall & Emanuelson (2009) fanden hingegen keinen Unterschied zwischen den Wirtschaftsformen; letztere betrachteten die Behandlungsinzidenzen getrennt nach Laktationsanzahl bzw. Alter der Kühe. Die meisten Auswertungen basierten auf zentral organisierten Erfassungssystemen für tierärztliche Behandlungen (wie sie in Skandinavien verfügbar sind), so dass in diesen Fällen der oben im Abschnitt Eutergesundheit problematisierte

Interpretationsspielraum, der üblicherweise bei Auswertungen von Behandlungsaufzeichnungen auftritt, hier etwas geringer sein dürfte.

Zwei Untersuchungen beschäftigten sich mit **Behandlungsraten** von **Indigestionen und Labmagenverlagerungen**. Während Valle et al. (2007) signifikant weniger Behandlungen aufgrund von Indigestionen in der ökologischen Milchviehhaltung konstatierten, fanden Langford et al. (2009) bei Labmagenverlagerungen keinen Unterschied zwischen den Wirtschaftsformen. Azidosen waren nicht Gegenstand der identifizierten Studien; lediglich eine Untersuchung beschäftigte sich mit einem niedrigen Fett-Eiweißverhältnis in der Milch, als Hinweis auf Pansenfermentationsstörungen bzw. Indiz für ein höheres Risiko für das Auftreten von Azidosen. In dieser Studie wiesen die Betriebe des ökologischen Landbaus signifikant geringere Anteile mit einem Fett-Eiweißquotienten von 1,0 und weniger auf als die konventionellen Herden (March et al., 2017).

Die analysierten Studien zu Stoffwechselgesundheitsindikatoren zeigen insgesamt kaum Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen auf. In der Tendenz fallen in der ökologischen Milchviehhaltung weniger Behandlungen aufgrund von Stoffwechselerkrankungen an, jedoch stellt sich die energetische Versorgung der Milchkühe etwas schlechter dar, als in konventionellen Betrieben. Nicht wiederkäuergerechte Rationen und die damit verbundenen Risiken für die Stoffwechselgesundheit der Milchkühe spielen dagegen im ökologischen Landbau tendenziell eine geringere Rolle als in konventionell wirtschaftenden Betrieben.

Gliedmaßen-, Klauengesundheit sowie Integumentschäden

Neun der zwölf herangezogenen Vergleichsstudien, die klinische Lahmheit, Gelenksveränderungen (z. B. Karpal- und/ oder Tarsalgelenksveränderungen, -schwellungen, etc.) sowie sonstige Integumentschäden untersuchten, zeigten deutlich Vorteile der ökologischen gegenüber der konventionellen Milchviehhaltung in diesem Gesundheitsbereich auf (29 von 36 Vergleichspaaren). Bei fünf Vergleichspaaren wurden keine Unterschiede festgestellt, während bei zwei Paaren die ökologische Variante schlechtere Werte aufwies.

Sowohl die in den Vergleichsstudien ermittelten **Lahmheitsprävalenzen** als auch der Anteil Kühe mit **Gelenksveränderungen** waren in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben geringer als bei konventioneller Haltung. Der Mittelwert der 9 in den Studien dargestellten mittleren Lahmheitsprävalenzen lag für die ökologisch wirtschaftenden Betrieben bei 16,2 % gegenüber einem Mittelwert von 22,7 % für die konventionell wirtschaftenden Betriebe (Eigene Berechnung des Mittelwerts auf Basis der Literaturangaben von Dippel et al. 2009, Langford et al. 2009, March et al. 2017, Rutherford et al. 2009). March et al. (2017) fanden einen signifikanten Unterschied zwischen den untersuchten 46 ökologisch wirtschaftenden Betrieben, die im Mittel 11,7 % lahme Kühe aufwiesen und den 69 konventionell wirtschaftenden Betrieben, in denen die Prävalenz bei 16,7 % lag. Auch Rutherford et al. (2009) berichteten von signifikanten Unterschieden: Die von ihnen untersuchten ökologischen Milchviehherden wiesen über die berücksichtigten Haltungssys-

teme und verschiedenen Jahreszeiten hinweg zwischen 3,1 und 6,3 Prozentpunkte geringere Lahmheitsprävalenzen auf als die konventionell wirtschaftenden Betriebe.

Tabelle 9.4 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Klauen- und Gliedmaßengesundheit sowie Integumentschäden im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Lahmheit	5	8 (7)	2	0 (0)	80% 20%
Gelenkveränderungen [a]	4	16 (3)	0	1 (0)	94%
Weitere Integumentschäden [b]	4	3 (3)	2	0 (0)	60% 40%
Verschmutzung	4	2 (1)	1	1 (1)	50% 25% 25%
Gesamt	12	29 (14)	5	2 (1)	81% 14%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Schwellungen und andere Veränderungen am Vorderfußwurzel- oder Sprunggelenk

[b)] Weitere Verletzungen, Veränderungen, wie z. B. nicht näher spezifizierte Integumentschäden (ohne Gelenksschäden), gebrochene/ verletzte Schwänze, Zitzenverletzungen, aber auch das Welfare Quality®-Kriterium „frei von körperlichen Schäden“ (in welches neben Integumentschäden auch Lahmheiten einfließen) wurde hier berücksichtigt.

Quelle: Eigene Auswertung

Bei den vier Studien, die die Tierverschmutzung zwischen den Wirtschaftsweisen verglichen, fanden lediglich March et al. (2017) in den ökologischen Betrieben mit im Mittel rund 28 % einen signifikant höheren Anteil verschmutzter Kühe im Vergleich zu den konventionellen Betrieben, die im Mittel rund 15 % verschmutzter Kühe aufwiesen. Zwei Studien wiesen tendenziell bzw. signifikante Vorteile der Tiere in ökologischen Betrieben in Bezug auf die Verschmutzung auf (Ellis et al., 2007; Bergman et al., 2014). Die Untersuchung von Sorge et al. (2015) fand keinen Unterschied.

Die haltungsbezogenen Vorgaben aus den Regularien zur Milchviehhaltung im ökologischen Landbau, wie Platzangebot, Weidegang, Auslauf sowie Vorgaben zur obligatorischen Einstreu im Liegebereich und eine Begrenzung des Spaltenanteils im Stallboden adressieren wesentliche Risikofaktoren für das Entstehen von traumatischen und infektiösen Klauenerkrankungen bzw. Erkrankungen des Bewegungsapparats und beeinflussen die Tiergesundheit in diesem Bereich maßgeblich positiv im Vergleich zur konventionellen Milchviehhaltung. Die Vorgaben bezüglich einer wiederkäuergerechten Fütterung mit hohem Grobfutteranteil bei gleichzeitiger Beschränkung der Möglichkeiten der Kraftfutterzufütterung wirken zudem positiv im Sinne der Vorbeugung vor fütterungsbedingten Klauenleiden wie z. B. der Fütterungsrehe.

Fruchtbarkeit und Reproduktion

Die elf Vergleichsstudien, die den Bereich Fruchtbarkeit beinhalteten, untersuchten den Indikator „Zwischenkalbezeit“ und verglichen unter anderem Behandlungsinzidenzen von Fruchtbarkeitsstörungen zwischen ökologischen und konventionell gemanagten Milchviehbetrieben (Tabelle 9.5). Bei 17 von 30 Vergleichspaaren zeigen sich keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Milchviehhaltung. Bessere Werte für die ökologische Haltung weisen sieben Paare auf, während bei sechs Paaren die Werte schlechter sind.

Tabelle 9.5 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Fruchtbarkeit und Reproduktion im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Gebärmutterentzündung, Nachgeburtsverhaltung, sonstige Fruchtbarkeitsbehandlungen (Behandlungsinzidenzen)	4	3 (2)	7	0 (0)	30% 70%
Ovarialzystenbehandlungen (Behandlungsinzidenzen)	2	2 (2)	2	0 (0)	50% 50%
Zwischenkalbezeit	10	2 (2)	8	6 (6)	13% 50% 37%
Gesamt	11	7 (6)	17	6 (6)	23% 57% 20%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

Bei den **Behandlungsinzidenzen** weisen die ökologisch wirtschaftenden Betriebe in Übereinstimmung mit den für die Euter- und Stoffwechselgesundheit berichteten Ergebnissen wiederum geringere Behandlungsraten auf als die konventionelle Vergleichsgruppe (z.T. wurden hier von den Autoren alle Fruchtbarkeitsstörungen zusammen ausgewertet, z.T. wurden Behandlungen der Ovarien oder zur Brunsteinleitung separat ausgewertet). Die Behandlungsraten sind relativ weiche Indikatoren, weil z.T. auf Aussagen und Aufzeichnungen der Tierhalter zurückgegriffen werden muss. Zum anderen sagt die bloße Behandlungsinzidenz nicht unbedingt Genaues über das tatsächliche Krankheitsgeschehen aus (vgl. Ausführungen zur Euter- und Stoffwechselgesundheit). Die hier einbezogenen Studien stammen – wie zur Stoffwechselgesundheit – überwiegend aus skandinavischen Ländern, in denen eine zentrale Erfassung der (tierärztlichen) Behandlungen obligatorisch ist. Erkrankungen der Fortpflanzungsorgane, zumindest die ebenfalls bei den Studien berücksichtigten entzündlichen Prozesse, z. B. bei Gebärmutterentzündungen, verursachen Schmerzen bei den Tieren und beeinträchtigen somit das Tierwohl.

Die zehn untersuchten Studien, die sich mit der **Zwischenkalbezeit** beschäftigt haben, weisen keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Milchviehhaltung aus. Die Zwischenkalbezeit ist häufig von bewussten Managemententscheidungen der Tierhalter abhängig, da beispielsweise das Verlängern der Rastzeit sich in Folge auch auf die Länge der Zwischenkalbezeit auswirkt. Andererseits können schlechte Besamungserfolge auch auf nicht optimale Stoffwechsellagen der zu belegenden Kühe hindeuten. Da jedoch diese beiden Aspekte nicht getrennt betrachtet werden können, stellt die Zwischenkalbezeit keinen validen Tierwohlindikator dar.

Parasitenbelastung und sonstige Erkrankungen

Mit der **Parasitenbelastung** in der Milchviehhaltung beschäftigen sich drei Vergleichsstudien (Tabelle 9.6). In zwei der fünf untersuchten Vergleichspaare (Leberegel, Kryptosporidien) wurden keine Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen gefunden (Höglund et al., 2010; Silverlås & Blanco-Penedo, 2013). Bei den anderen drei Vergleichspaaren (Ostertagia-Antikörpernachweis in der Milch sowie Lungenwurmbelastung bzw. die Wurmbelastung allgemein über Kotanalysen) schnitten die ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetriebe jedoch schlechter ab (Höglund et al., 2010; Sorge et al., 2015). Diese Tendenz ist vor dem Hintergrund der Vorgaben zur Weidehaltung der Milchkühe im ökologischen Landbau und dem größeren Anteil konventioneller Milchkühe mit ganzjähriger Stallhaltung sowie des vermutlich restriktiveren Umgangs mit Anthelminthika in der ökologischen Nutztierhaltung erklärbar. Nichtsdestotrotz gibt es auch im ökologischen Landbau Möglichkeiten, den Parasitenbefall zu minimieren; zum einen über ein optimiertes Weide- und Auslaufmanagement, zum anderen – bei nachgewiesenem Befall – auch durch die Behandlung, z. B. mit Entwurmungsmitteln. In Bezug auf das Tierwohl sind niedrige Behandlungsraten nur dann als positiv zu werten, wenn sie durch geringere Erkrankungsraten bedingt sind. Behandlungsbedürftige Erkrankungen, die trotz Indikation nicht behandelt werden, können durch vermeidbare Leiden das Tierwohl beeinträchtigen.

Bezüglich **Virusinfektionen** von Milchkühen kommt eine Studie von Bidokhti et al. (2009) zu dem Ergebnis, dass Milchkühe in ökologisch wirtschaftenden Betrieben eine geringere Seroprävalenz sowohl des Bovinen Coronavirus (BCV) als auch des Bovinen Respiratorischen Syncytialvirus (BRSV) im Vergleich zu Tieren auf konventionellen Betrieben aufwiesen. Die Autoren führten als mögliche Begründung an, dass die Maßnahmen der Biosicherheit der konventionell wirtschaftenden Betriebe häufiger geringer als in den ökologisch wirtschaftenden seien. Außerdem könnten geringere Bestandsdichten in ökologisch wirtschaftenden Betrieben sowie der geringere Tierverkehr zwischen Betrieben das Risiko der Virenübertragung minimieren (ebd.). Andere Studien fanden bei bakteriellen und/ oder viralen Infektionen von Milchkühen keinen Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen (Cazer et al., 2013; Fossler et al., 2005a; Wolff et al., 2015). Das letztgenannte Autorenteam nahm direkt auf die Ergebnisse von Bidokhti et al. (2009) Bezug und bestätigte deren Hypothese des höheren Biosicherheitsstandards auf ökologisch wirtschaftenden Betrieben. Sie erklärten ihr abweichendes Ergebnis bzgl. der bakteriellen und viralen Infektionen von Milchkühen mit ihrer größeren Betriebsstichprobe. Im Unterschied zur Studie von Bidokhti et

al. (2009), die jeweils 20 ökologisch und 20 konventionell wirtschaftende Betriebe berücksichtigte, verglichen Wolff et al. (2015) zu verschiedenen Untersuchungszeitpunkten jeweils über 60 ökologisch und 60 konventionell wirtschaftende Betriebe.

Tabelle 9.6 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich sonstiger Erkrankungen, Infektionen sowie der Parasitenbelastung im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Parasitenbelastung	3	0 (0)	2	3 (3)	40% 60%
Bakterien-/Virusinfektionen	4	5 (5)	9	0 (0)	36% 64%
Behandlungsraten diverser Krankheiten [a], Tierarztbesuche, Welfare Quality®-Kriterium „Abwesenheit von Krankheiten“	7	6 (6)	7	2 (2)	40% 47% 13%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Behandelte Erkrankungen wurden nicht weiter spezifiziert.

Quelle: Eigene Auswertung

Tendenziell schneiden Milchviehherden in ökologisch wirtschaftenden Betrieben bzgl. der Häufigkeit **sonstiger (tierärztlicher) Behandlungen** besser ab als die konventionellen Vergleichsbetriebe, d.h. sie weisen geringere Behandlungsinzidenzen auf. In Tabelle 9.6 sind Behandlungsraten verschiedener Erkrankungen zusammengefasst dargestellt, die in den Vergleichsstudien ausgewiesenen wurden und die nicht eindeutig den o.g. Gesundheitsbereichen zuzuordnen waren. Es handelte sich dabei um Behandlungsraten mit Antibiotika sowie um Behandlungen, deren Ursachen in den Studien nicht näher beschreiben wurden (Butler et al., 2009; Fall & Emanuelson, 2009; Stiglbauer et al., 2013; Valle et al., 2007; Wolff et al., 2015; Zwald et al., 2004). Hier bestätigt sich einmal mehr die bereits in den Abschnitten zur Euter- und Stoffwechselgesundheit sowie zur Fruchtbarkeit aufgeführte Beobachtung, dass in sämtlichen Erkrankungskomplexen in der ökologischen Milchviehhaltung weniger Behandlungen als in der konventionellen durchgeführt werden. Dies kann wie oben angeführt auf eine bessere Tiergesundheitssituation hindeuten, wenn die den Behandlungen zugrundeliegenden Erkrankungen ebenfalls geringer ausfallen. Sollten jedoch erkrankte und leidende Tiere nicht behandelt worden sein, sind niedrige Behandlungsraten nicht positiv zu bewerten. Aufschluss können hier nur zusätzliche Informationen zum tatsächlichen Erkrankungsgeschehen liefern.

Mortalitätsraten, Abgangsraten, Schlachtalter

Es wurden 13 Studien mit 31 Vergleichspaaren identifiziert, die Mortalitäts- sowie Remontierungsraten, aber auch Abgangsraten und das Herden- bzw. Schlachtalter zwischen den Wirtschaftsweisen verglichen haben (Tabelle 9.7). Bei 20 Untersuchungspaaren zeigen sich Vorteile für die ökologische Milchviehhaltung. Vergleichbare bzw. schlechtere Werte für die ökologische Variante wurden bei neun bzw. zwei Paaren festgestellt.

Die **Mortalitätsraten** wurden in den drei Studien, die diese Indikatoren untersuchten (Alvåsen et al., 2012; March et al., 2017; Thomsen et al., 2006), in der ökologischen Milchviehhaltung als signifikant geringer als in der konventionellen Milchviehhaltung angegeben. Beispielsweise gaben March et al. (2017) die mittleren Mortalitätsraten von 41 ökologisch wirtschaftenden Betrieben mit 2,0 % gegenüber 3,3 % für 64 konventionell wirtschaftende Milchviehbetriebe an. Mortalitätsraten können – werden sie lediglich für sehr kurze Bezugszeiträume ermittelt, in starkem Maße z. B. von Einzelfällen oder Todesfolgen aufgrund von Seuchengeschehen abhängen. Durch die Berücksichtigung mehrerer Jahre bzw. Ermittlung der betrieblichen Mortalitätsraten über längere Zeiträume kann dem entgegengewirkt werden (dieses war bei den vorliegenden Veröffentlichungen auch der Fall, hier wurden Werte aus mindestens drei Jahren herangezogen).

Tabelle 9.7 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Mortalitäts-, Abgangs- und Remontierungsraten sowie Abgangsalter im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Mortalitätsraten	3	3 (3)	0	0 (0)	100%
Abgangs- / Schlachtalter	2	3 (1)	0	0 (0)	100%
Abgangs- / Remontierungsraten	6	5 (4)	2	0 (0)	71% 29%
Abgangsraten differenziert nach Gründen	3	9 (9)	7	2 (2)	50% 39% 11%
Gesamt	13	20 (17)	9	2 (2)	65% 29%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

Ökologisch wirtschaftende Betriebe wiesen in vier der sechs identifizierten Studien geringere **Abgangs- und Bestandsergänzungsraten** im Vergleich zu konventionellen Milchviehbetrieben auf (Garmo et al., 2010; Langford et al., 2009; Reksen et al., 1999; Valle et al., 2007). Die Kühe waren beim Verlassen der Bestände in ökologisch wirtschaftenden Betrieben älter. Ahlman et al. (2011) beschäftigten sich darüber hinaus mit dem Abgangsalter und gaben eine mittlere Nutzungsdauer

von knapp 3,2 Jahre gegenüber weniger als 3,0 Jahren in den konventionellen Betrieben an; Hardeng & Edge (2001) ermittelten ein mittleres Schlachtalter von 5,4 Jahren in ökologisch wirtschaftenden Betrieben gegenüber 4,5 Jahren in konventionellen. Dieser Aspekt sollte bei der Bewertung der Ergebnisse für andere Indikatoren, z. B. der Euter- und Stoffwechselgesundheit berücksichtigt werden: Das Risiko für das Auftreten für Gebärparesen nimmt beispielsweise mit höherem Lebensalter zu. Unabhängig davon steigt mit längerer Nutzungsdauer der Kuh die Wahrscheinlichkeit, in dieser längeren Lebenszeit mit Risikofaktoren für das Entstehen von Krankheiten konfrontiert zu werden. In Untersuchungen zeigte sich beispielsweise mit zunehmender Laktationszahl eine stetige Erhöhung der Mastitis-Erkrankungsrate.

Drei Studien von Ahlman et al. (2011), Hamilton et al. (2006) sowie Löf et al. (2007) verglichen die Abgangsraten nach **Merzungsgründen** (z. B. Anteil Kühe, die den Betrieb aufgrund von Eutergesundheitsstörungen verließen - bezogen auf alle gemerzten Kühe) und kamen zu uneinheitlichen Ergebnissen. Dieser Indikator beruht jedoch auf Aussagen der Betriebsleiter und gibt lediglich den von ihnen angegebenen (und nicht verifizierbaren) Grund an, warum eine Kuh den Betrieb verlässt; er kann somit nicht als valide eingeschätzt werden.

Abgesehen von den Mortalitätsraten sind die aufgeführten Indikatoren stark von strategischen Managementscheidungen und Marktbedingungen beeinflusst, die nur bedingt etwas über das Tierwohl aussagen. Jedoch steht das durchschnittlich höhere Alter von Kühen in ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Kongruenz zu den postulierten Zielen des ökologischen Landbaus.

Verhalten und Emotionen

Der überwiegende Teil der vergleichenden Untersuchungen zum Thema Tierwohl von Milchkühen bezieht sich ausschließlich auf die Gesundheit der Tiere. Lediglich drei Vergleichsuntersuchungen beinhalteten Verhaltensindikatoren (Tabelle 9.8) und stellen z. B. das Liegeverhalten von Milchkühen in ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben vergleichend dar (Langford et al., 2011; March et al., 2017) bzw. den Welfare Quality®-Score „Liegekomfort“, der in das WQ®-Tierwohlprinzip „Gute Haltung“ eingeht (Brinkmann et al., 2017). Bei sechs von zehn Vergleichspaaren konnte kein Unterschied zwischen der ökologischen und konventionellen Milchviehhaltung gefunden werden. Bei jeweils zwei Paaren schnitt das ökologische System besser bzw. schlechter ab.

Langford et al. (2009) führten Verhaltensbeobachtungen durch (u.a. zu agonistischem Verhalten); in der Untersuchung von Brinkmann et al. (2017) wurde die Methodik von Welfare Quality® (WQ®) verwendet, dem derzeit umfassendsten Beurteilungssystem zur Erfassung von Tierwohl auf Praxisbetrieben. Der Vergleich der Wirtschaftsweise in Bezug auf die identifizierten Verhaltensindikatoren ergibt ein indifferentes Bild, dieses gilt insbesondere für die Indikatoren zum Liegeverhalten und -komfort. Hierfür wird häufig der von Cook et al. (2004) für Liegeboxenlaufställe entwickelte „Cow Comfort Index“ verwendet. Dieser soll für zuverlässige Aussagen in Ruhezeiten der Milchviehherde erfasst werden. Dieses kann in Praxiserhebungen teilweise deswegen heraus-

fordernd sein, da ein diesbezüglich geeignetes Zeitfenster während der für die Gesamterhebung zur Verfügung stehenden Zeit unter Umständen schwierig zu finden ist. Bei freier Liegefläche, wie sie häufig(er) in ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben anzutreffen ist, fällt dieses deshalb stärker als in Boxenlaufställen ins Gewicht, da dort häufig die gesamte eingestreute Fläche nicht ausschließlich Liegefläche, sondern auch Bewegungsfläche darstellt (March et al., 2017). Die drei Studien, die zehn Vergleichspaare von Verhaltensindikatoren (inkl. Liegeverhalten) untersuchten, zeigten ein heterogenes Bild: Brinkmann et al. (2017) wiesen anhand von WQ®-Kriterien sowohl in Bezug auf das Ausleben artgemäßen Verhaltens wie auch in Bezug auf einen guten Liegekomfort einen Vorteil für die ökologische Wirtschaftsweise aus. Dagegen fanden March et al. (2017) keine Unterschiede und Langford et al. (2011) stellten für zwei ihrer vier untersuchten Verhaltensindikatoren schlechtere Ergebnisse in ökologisch wirtschaftenden Betrieben fest. Prinzipiell wäre davon auszugehen, dass den Milchkühen im ökologischen Landbau mehr Möglichkeiten zum Ausleben arteigenen Verhaltens geboten werden, da über Platzvorgaben und insbesondere die Vorgabe zum Auslauf- und Weidegang sowie zur Einstreu des Liegebereichs hier großes Potenzial gegeben ist. Im Einzelbetrieb wird dieses Potenzial jedoch nicht in jedem Fall genutzt, wie die Ergebnisse der Vergleichsstudien im Hinblick auf „Verhalten“ aufzeigen.

Tabelle 9.8 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Verhaltens und Emotionen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Liegeverhalten	3	1 (1)	3	1 (1)	20% 60% 20%
Sonstiges Verhalten [a]	2	1 (1)	3	1 (1)	20% 60% 20%
Gesamt (Verhalten)	3	2 (2)	6	2 (2)	20% 60% 20%
Emotionen [b]	1	2 (2)	1	0 (0)	67% 33%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

a) Beispielsweise agonistische Verhaltensweisen; berücksichtigte WQ®-Tierwohlkriterien: „Bewegungsfreiheit“ (Tierwohlprinzip „Gute Haltung“) sowie „Ausleben von Sozialverhalten“ und „Ausleben anderen Verhaltens“ (Tierwohlprinzip „Artgemäßes Verhalten“)

b) WQ®-Tierwohlkriterien: „Gute Mensch-Tier-Beziehung“ und „Emotionales Wohlbefinden“ (Tierwohlprinzip „Artgemäßes Verhalten“) sowie „Abwesenheit schmerzhafter Managementmaßnahmen“

Quelle: Eigene Auswertung

Insgesamt konnte eine Studie mit drei Vergleichspaaren identifiziert werden, die sich explizit auf der Basis der Welfare Quality®-Kriterien mit dem emotionalen Befinden ökologischer und konventioneller Kühe beschäftigt hat. Darunter gefasst wurden die „Abwesenheit schmerzhafter Managementmaßnahmen“, die möglichst angstfreie „Gute Mensch-Tier-Beziehung“ sowie das Kriterium „Emotionales Wohlbefinden“ selbst. Im Hinblick auf die Möglichkeit, positive Emotio-

nen zu erleben und negative Emotionen zu minimieren, schnitt in dieser Untersuchung die ökologische Milchviehhaltung besser ab. Es werden weniger schmerzhafte, nicht-kurative Eingriffe durchgeführt oder diese werden bei weitestgehender Schmerzausschaltung vorgenommen (wie z. B. beim Enthornen von Kälbern). Ferner wird beispielsweise durch den Weidegang – neben dem Potenzial für das Ausleben arteigenen Verhaltens – auch eine gute Basis für das Erleben positiver Emotionen geboten. Auf der anderen Seite können wiederum unter suboptimalen (Management-) Bedingungen dadurch Risiken für das Auftreten negativer Emotionen auftreten, z. B. in Folge von Hitzestress oder verursacht durch Lahmheiten, Stoffwechselstörungen oder Parasitenbefall.

9.3.2 Aufzuchtkälber

Tiergesundheit

Es wurden fünf Vergleichsstudien identifiziert, die sich u.a. mit Aufzuchtkälbern in der Milchviehhaltung beschäftigen, davon zwei aus den USA und drei aus Europa (siehe Tabelle 9.9). Diese umfassen sechs Vergleichspaare, von denen vier Paare keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Kälberhaltung aufwiesen. Bei jeweils einem Vergleichspaar schnitt das ökologische System besser bzw. schlechter ab.

Tabelle 9.9 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit der Aufzuchtkälber im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Mortalitätsraten	2	1 (1)	2	0 (0)	33% 67%
Parasitenbelastung	1	0 (0)	1	0 (0)	100%
Sonstige Indikatoren (Salmonelleninfektionen, Impfrate)	2	0 (0)	1	1 (1)	50% 50%
Gesamt	5	1 (1)	4	1 (1)	17% 66% 17%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

Zwei der Vergleichsstudien untersuchten die **Kälbermortalität.** March et al. (2017) fanden eine geringere Kälbersterblichkeit (erfasst ab dem 7. Lebenstag) in deutschen ökologisch wirtschaftenden Betrieben im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben. In Schweden fanden Wolff et al. (2015) hingegen keine Unterschiede hinsichtlich der Kälbersterblichkeit (erfasst ab 1.

Lebenstag bis zum Alter von sechs Monaten). Die Kälbermortalität ist in erster Linie vom jeweiligen Management abhängig. Ob hier ökologisch wirtschaftende Betriebe bzgl. des Managements grundsätzlich besser abschneiden (wie die Studie aus Deutschland ergab) oder eher gleichauf mit konventionellen Betrieben sind (wie die Studie aus Schweden aufzeigt), kann nicht sicher ermittelt werden, denn bei den besagten Studien wurden unterschiedliche Altersspannen bei den Kälbern betrachtet. Während in der schwedischen Studie die Kälbersterblichkeit ab dem 1. Lebenstag ermittelt wurde, ist das Berechnen der Mortalitätsraten für die erste Lebenswoche in Deutschland insofern problematisch, als dass über HI-Tier[35] sicher erst Daten für Kälber ab dem 7. Lebenstag vorliegen, da sie erst dann dort gemeldet werden müssen (Hi-Tier, 2017).

Die Belastung mit Kryptosporidien, einzelligen **Parasiten**, stand im Zentrum einer weiteren schwedischen Studie, die bei Kotprobenuntersuchungen keinen Unterschied zwischen den Aufzuchtkälbern aus ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben fand (Silverlås & Blanco-Penedo, 2013). Anders als bei den typischen Weideparasiten, wie z. B. den Magen-Darm-Würmern, bei denen im ökologischen Landbau durch die obligatorische Weidehaltung von einem höheren Befallsrisiko ausgegangen werden muss (vgl. Kapitel 9.3.1, Abschnitt Parasitenbelastung), wird das Risiko für eine Kryptosporidieninfektion in größerem Maße von der Ausgestaltung des betrieblichen Managements als von der Wirtschaftsweise beeinflusst (vgl. Silverlås & Blanco-Penedo, 2013).

Im Fokus einer Studie von Fossler et al. (2005b) aus den USA standen **Salmonelleninfektion** der Aufzuchtkälber. Diese bakteriellen Infektionen können bei Kälbern sowie bei adulten Tieren zu klinischen Erkrankungen und auch zum Tod infizierter Tiere führen. Untersucht wurden die Ausscheidungsraten von Salmonellen. Hierin unterschieden sich die untersuchten Kälber der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betriebe nicht. Fossler et al. (2005b) führten zwar eine Reihe Faktoren wie z. B. Kraftfutterlagerung, Wirtschaftsdüngung von Grasland etc. auf, die in ihren Untersuchungen statistisch mit dem Auftreten von Salmonellen assoziiert waren. Sie wiesen jedoch gleichzeitig darauf hin, dass diese unabhängig von der Wirtschaftsweise sind und eher vom einzelbetriebliche Management abhängen und aus ihrer Sicht noch das Wissen über die effektivsten Interventionsmaßnahmen fehlt.

Verhalten und Emotionen

Es wurden keine Publikationen identifiziert, die explizit **Verhalten** bei Aufzuchtkälbern vergleichend untersucht haben. Zum Befinden bzw. **Emotionen** in der Kälberhaltung wurde eine Publi-

[35] Das Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT oder HI-Tier) ist das Meldesystem in Deutschland, in dem sämtliche Tierbewegungen zwischen Betrieben sowie Geburten, Tod und Schlachtung usw. nach Viehverkehrs Verordnung sowie zum Anzeigen von Tier- und Bestandsdaten erfasst werden müssen (Rinder, Schweine, Schafe, Ziegen).

kation gefunden. Diese Studie von Bergman et al. (2014) untersuchte den Einsatz von Lokalanästhesie, Schmerzmitteln und Beruhigungsmitteln bei der Enthornung von Kälbern. Sie fanden Unterschiede zwischen den von ihnen verglichenen Betriebsgruppen: Betriebe ihrer Untersuchung, die keinen Weidegang durchführten und konventionell wirtschafteten, setzten weniger schmerzmindernde Mittel ein als die konventionell wirtschaftenden Betriebe mit Weidegang und die ökologisch wirtschaftenden Betriebe. Ihre Ergebnisse zeigten keinen generellen Unterschied zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise (Tabelle 9.10). Ergänzend bzgl. Indikatoren zu Emotionen in der Aufzuchtkälberhaltung könnte eine Publikation betrachtet werden, die bereits im Abschnitt 9.3.1 aufgeführt wurde. In dieser Untersuchung wurde von Brinkmann et al. (2017) das Welfare Quality®-Protokoll für Milchkühe angewendet, das bei der Bewertung des WQ®-Kriteriums „Abwesenheit schmerzhafter Managementmaßnahmen“ u.a. die Schmerzausschaltung beim Enthornen der Kälber mit berücksichtigt. Brinkmann et al. (2017) gaben an, dass alle ökologisch wirtschaftenden Betriebe, die diesen Eingriff durchführten, die Hornanlagen unter Betäubung entfernten und 23 dieser 26 Betriebe zusätzlich Analgetikum verabreichten. Wohingegen nur 32 der 68 berücksichtigten konventionell wirtschaftenden Milchviehbetriebe, die bei ihren Aufzuchtkälbern eine Enthornung durchführten, eine Betäubung durch den Tierarzt gewährleisteten und in lediglich 31 dieser Betriebe wurde zusätzlich ein Schmerzmittel verabreicht.

Tabelle 9.10 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Emotionen der Aufzuchtkälber im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Schmerzausschaltung bei Enthornung	1	0 (0)	1	0 (0)	100%				

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

9.3.3 Mastrinder/Schlachtrinder

Tiergesundheit

Explizit für Mastrinder liegen keine Studien vor. Jedoch stützen sich zwei der identifizierten Publikationen (Tabelle 9.11) auf Daten, die von geschlachteten Tieren stammten. Somit ist anzunehmen, dass diese wahrscheinlich zum Großteil von Mast- oder Fleischrindern stammten; sie berücksichtigen jedoch ebenfalls Tiere, die aus Milchviehbetrieben stammten (Hansson et al., 2000; Machold et al., 2007). Die schwedische Untersuchung von Hansson et al. (2000) berücksichtigte Befunde von 2.482 männlichen und 1.932 weiblichen Tieren und Machold et al. (2007) bezogen 427 Schlachtkörper in ihre Auswertungen ein. Insgesamt wurden in den beiden Untersuchungen 35 Vergleichspaare herangezogen, von denen bei 14 Paaren keine Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Produktion festgestellt wurden. Acht Vergleichspaaren wiesen für die ökologische Haltung bessere Werte auf; bei 13 Paaren waren die Werte schlechter.

Tabelle 9.11 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Parasitenbelastung	2	1 (0)	4	9 (8)	29% 64%
Gliedmaßenveränderungen, Arthritis	2	2 (1)	1	0 (0)	67% 33%
Sonstige Veränderungen der Schlachtkörper [a]	2	5 (4)	9	4 (2)	28% 50% 22%
Gesamt	2	8 (5)	14	13 (10)	23% 40% 37%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Anteil geschlachteter Tiere mit Lungenveränderungen, Abszessen, Leberveränderungen, Brust - und Bauchfellentzündung (Pleuritis, Peritonitis), Euterentzündung sowie Anteil Teilverwürfe wegen dieser Veränderungen

Quelle: Eigene Auswertung

Bei neun Vergleichspaaren bezüglich am Schlachthof untersuchten **Parasitenbefalls** waren Tiere aus ökologischer Haltung stärker belastet als Tiere konventioneller Betriebe (Hansson et al., 2000; Machold et al., 2007). Vier weitere Vergleichspaare unterschieden sich nicht hinsichtlich der Parasitenbelastung (Hansson et al., 2000); Machold et al. (2007) fanden jedoch eine geringere Leberegelbelastung der Schlachtrinder aus ökologischem Landbau.

Am Schlachthof wurden weniger Rinder aus ökologischer Haltung mit **Gliedmaßenveränderungen** gefunden als aus konventioneller Haltung (Machold et al., 2007). Hansson et al. (2000) konn-

ten dieses Ergebnis für die von ihnen ausgewerteten Befunde für weibliche Rinder bestätigen. Bei den männlichen Schlachttieren fanden sie keinen Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen.

In Bezug auf die ausgewiesenen Schlachthofbefunde, d.h. den Anteil an Schlachtkörpern mit **sonstigen körperlichen Veränderungen** wie Abszessen, Leberveränderungen, Peritonitis und Pleuritis, unterschieden sich die Tiere aus ökologisch wirtschaftenden nicht von denen aus konventionell wirtschaftenden Betrieben. Bei den Befunden Pneumonie sowie verworfener Lungen schnitten Schlachtrinder aus ökologischer Haltung besser bzw. zumindest gleich ab wie jene aus konventioneller Haltung, wie Hansson et al. (2000) für die männlichen Schlachrinder ihrer Untersuchung auswiesen. Bei verworfenen Lebern war es tendenziell andersherum (Machold et al., 2007), wobei die Befunde zum Anteil geschlachteter Tiere mit Leberabszessen bzw. anderen Lebererkrankungen kein einheitliches Bild ergaben (Hansson et al., 2000).

Da nur sehr wenige vergleichende Untersuchungen zu Mastrindern vorliegen, sind Aussagen zu Unterschieden hinsichtlich des Tierwohls kaum möglich. In der Tendenz werden die für Milchkühe gefundenen Effekte bestätigt. Die Gliedmaßengesundheit scheint im ökologischen Landbau auch bei den Mastrindern besser zu sein als in der konventionellen Haltung (Hansson et al., 2000; Machold et al., 2007), wobei erstgenanntes Autorenteam diesen Unterschied lediglich für die Untergruppe der weiblichen Tiere als statistisch signifikant absichern konnte und nicht für die ausgewerteten Befunde der geschlachteten Bullen bzw. Ochsen (Hansson et al., 2000). Hinsichtlich des Parasitenbefalls weisen die Schlachtbefunde hingegen auch bei Mastrindern auf eine stärkere Belastung unter ökologischen als unter konventionellen Haltungsbedingungen hin (Hansson et al., 2000).

Eine dritte Vergleichsstudie wurde von Blanco-Penedo et al. (2012) im Nordwesten von Spanien durchgeführt, die hauptsächlich Mutterkuhbetriebe in ihren Untersuchungen berücksichtigen (Tabelle 9.12). Die Autoren verglichen in ihrer Arbeit die Gesundheitssituation, Management sowie Produktionskennzahlen ökologischer und konventioneller Betriebe. Hinsichtlich der **Mortalitätsrate** und **Behandlungsinzidenzen** in Folge von Euter-, Stoffwechsel- sowie Klauen- und Gliedmaßenerkrankungen unterschieden sich die ökologisch wirtschaftenden Betriebe nicht von den konventionell wirtschaftenden. Die Behandlungsinzidenzen von Fruchtbarkeitsstörungen (Nachgeburtsverhalten, Schwergeburten, Kaiserschnitte und Infektionen *post partum*) waren jedoch in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben signifikant niedriger als in der konventionellen Vergleichsgruppe.

Insgesamt stellten Blanco-Penedo et al. (2012) fest, dass antibiotische Behandlungen, der Einsatz von Entzündungshemmern und Hormonen in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben signifikant seltener auftraten als in der konventionellen Vergleichsgruppe. Dahingegen wurden keine Unterschiede hinsichtlich des Anteils der Tiere festgestellt, die Entwurmungsmittel, Impfungen sowie alternative Mittel (Homöpathika, Phytotherapeutika) erhielten. Ebenso wenig konnten sie keinen Unterschied in der Behandlungshäufigkeit von bestimmten Erkrankungen wie Mastitis, Durchfall, Atemwegserkrankungen, Milchfieber oder Ketose feststellen (ebd.). Die von Blanco-

Penedo et al. (2012) niedrigeren Behandlungsraten im ökologischen Landbau stehen im Einklang mit den bereits für die Milchkühe gefundenen Unterschieden zwischen den Wirtschaftsweisen und können ggf. mit dem Selbstverständnis der ökologisch wirtschaftenden Tierhalter sowie den reglementierenden Vorgaben im ökologischen Landbau erklärt werden. Jedoch müssen die Ergebnisse dieser Studie sehr vorsichtig interpretiert werden, da die Daten größtenteils aus betrieblichen Aufzeichnungen und Interviews gewonnen wurden.

Tabelle 9.12 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Mutterkühen und Kälbern im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Mortalität	1	0 (0)	1 (0)	0 (0)	100%
Behandlungsinzidenzen	1	4 (4)	9 (0)	0 (0)	31% 69%
Gesamt	1	4 (4)	10 (0)	0 (0)	29% 71%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

Verhalten und Emotionen

Es wurden keine Publikationen identifiziert, die Verhalten und Emotionen bei Mastrindern vergleichend untersucht haben.

9.3.4 Schweine

Tiergesundheit

Insgesamt wurden acht Studien mit ausgewählten Indikatoren des Tierwohls in der ökologischen und konventionellen Schweinhaltung identifiziert (Tabelle 9.13). Bei drei Vergleichsstudien sind die untersuchten Tiere keinem speziellen Produktionssystem oder keiner bestimmten Altersgruppe zuzuordnen: Während Machold et al. (2007) und Ebke & Sundrum (2005) sich mit Schlachthofbefunden beschäftigten, untersuchten Heine et al. (2011) das Auftreten von Antibiotikaresistenzen. Eine Studie aus den Niederlanden verglich sowohl Mastschweine als auch Sauen sowie Saug- und Aufzuchtferkel in Betrieben beider Wirtschaftsweisen miteinander (Eijck & Borgsteede, 2005) und untersuchte jeweils die Parasitenbelastung der Tiere anhand von vier verschiedenen Parasiten (insgesamt 16 Vergleichspaare). Vier weitere Publikationen verglichen ökologisch und konventionell gehaltene Mastschweine miteinander und werteten Schlachthofbefun-

de aus (Hansson et al., 2000), erhoben die Gliedmaßengesundheit in Schweinebeständen (Gareis et al., 2016) und führten Untersuchungen zum Befall mit Parasiten durch (Eijck & Borgsteede, 2005; Wallander et al., 2016). Eine weitere Untersuchung beschäftigte sich mit Lahmheiten bei Zuchtsauen (Knage-Rasmussen et al., 2014). Die acht Studien umfassen insgesamt 51 Vergleichspaare. Bei 22 Paaren wurde kein Unterschied zwischen der ökologischen und der konventionellen Schweinehaltung festgestellt. Bessere Werte für die ökologische Produktion wurden bei 16 Paaren festgestellt; 13 Paaren wiesen schlechtere Werte auf.

Tabelle 9.13 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Schweinen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Parasitenbelastung	3	1 (1)	13	4 (4)	72% 22%
Methicillin-resistente Staphylococcus aureus Stämme (MRSA)	1	2 (0)	0	0 (0)	100%
Gliedmaßenveränderungen, Arthritis, Arthrosis (Anteil Schlachtkörperbefunde) und Lahmheit (nur Sauen)	4	6 (2)	0	2 (2)	75% 25%
Sonstige Veränderungen der Schlachtkörper [a]	3	7 (3)	9	7 (3)	30% 40% 30%
Gesamt	8	16 (6)	22	13 (9)	31% 44% 25%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Anteil geschlachteter Tiere mit Lungen-, Nieren-, Leberveränderungen (verschiedene Schweregrade), Abszessen, Tumoren, Pleuritis

Quelle: Eigene Auswertung

Die **Parasitenbelastung** stand im Fokus der Studie von Eijck & Borgsteede (2005), die auf Basis von Kotanalysen zu dem Schluss kamen, dass Sauen, Saug- und Absetzferkel aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben eine höhere Parasitenbelastung aufwiesen als aus konventionell wirtschaftenden Betrieben. Wallander et al. (2016) berichteten von einer signifikant höheren Seroprävalenz eines anderen Parasiten (*Toxplasma Gondii).* Auch Ebke & Sundrum (2005) fanden bei konventionell gemästeten Schweinen weniger Leberbefunde, die auf wandernde Parasitenlarven zurückzuführen waren als bei den Schweinen aus ökologischen Betrieben. In der Studie von Machold et al. (2007) wurden ebenfalls signifikant weniger Lebern von konventionell gehaltenen Tieren verworfen im Vergleich zu denen aus ökologischen Betrieben. Der Hauptgrund für den Verwurf von Lebern war der Befall mit Askaridenlarven („milk spots“). Lediglich in der Studie von Hansson et al. (2000), die ebenfalls auf Schlachthofbefunden beruhte, wiesen die Schweine aus

ökologisch wirtschaftenden Betrieben einen geringeren Befall in Bezug auf Spulwürmer (*Ascaris*) auf.

Im Vergleich zu den Ergebnissen aus konventionellen Betrieben konnte in der deutschlandweiten Querschnittsstudie von Heine et al. (2011) ein deutlich geringeres Vorkommen von **Methicillin-resistenten Staphylococcus aureus Stämmen (MRSA)** in ökologisch wirtschaftenden Betrieben festgestellt werden. Ein geringeres Aufkommen von Antibiotikaresistenzen im ökologischen Landbau könnte u.a. auf einen reduzierten Einsatz von Tierarzneimitteln und die vorbeugenden Maßnahmen zur Erhaltung der Tiergesundheit zurückzuführen sein. Daneben führen die Autoren die geringere Besatzdichte, den eingeschränkten Tierverkehr zwischen ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben sowie die unterschiedlichen Haltungsformen in Bezug auf die Verwendung von Einstreu und das Angebot von Auslauf als mögliche Einflussfaktoren an. Sie weisen zudem auf die Notwendigkeit weiterer Longitudinalstudien hin, um den Ursachen für die gefundenen Unterschiede nachzugehen.

Knage-Rasmussen et al. (2014) untersuchten die **Lahmheitsprävalenz** bei Sauen in ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben, wobei in der ökologischen Sauenhaltung mit im Mittel 5,4 % deutlich geringere Lahmheitsprävalenzen ermittelt wurden (n=9 Betriebe) als in der konventionellen (24,3 %, n=44). Für das Lahmheitsrisiko für Sauen in der ökologischen Haltung gaben die Autoren ein signifikant geringeres Odds Ratio an. In Analogie zu den Vergleichsstudien im Rinderbereich zeigen somit die Befunde zu Gliedmaßenveränderungen und zur Klauengesundheit bzw. Lahmheit einen deutlichen Vorteil für Schweine aus ökologischer Haltung auf. Hier orientieren sich die Vorgaben und deren Umsetzung im ökologischen Landbau anscheinend an den Ansprüchen der Nutztiere und reduzieren auf diese Weise das Risiko für das Auftreten von Lahmheiten und Klauenleiden bzw. Integumentschäden.

Hinsichtlich **sonstiger körperlicher Veränderungen** zeigen die Untersuchungen von Ebke & Sundrum (2005) sowie Machold et al. (2007), dass Schlachtkörper von Schweinen aus ökologischer Erzeugung einen gleich hohen oder teilweise erhöhten Anteil pathologisch-anatomischer Schlachtkörper- und Organbefunde aufweisen als Tiere aus konventioneller Erzeugung. Hingegen wurden laut Machold et al. (2007) Gliedmaßenveränderungen bei Schweinen aus ökologischer Haltung in einem deutlich geringeren Umfang gefunden als aus konventionellen Systemen. Gareis et al. (2016) untersuchten auch einen Indikator hinsichtlich Gliedmaßenveränderungen und bewerteten die Tiere aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben ebenfalls deutlich besser. Akzessorische Bursen (Hilfsschleimbeutel) traten nur in geringgradiger Ausprägung bei einem geringen Prozentsatz der Tiere aus ökologischer Haltung auf. Im Gegensatz dazu wurden in der Studie von Hansson et al. (2000) Mastschweine aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Bezug auf Gelenkserkrankungen wie Arthritis und Arthrose (auf Basis von Schlachtdaten) schlechter bewertet (höhere Prävalenz) als Tiere aus konventioneller Haltung. Diese Unterschiede lassen sich möglicherweise durch Erreger im Freigelände erklären (Hansson et al., 2000), denn bei suboptimalem Management kann der Zugang zu Freigelände diesbezüglich ein Risiko für die Tiergesundheit darstellen.

Hinsichtlich Veränderungen, die z. B. zu Leber-, Lungen- oder Nierenverwürfen führten, sowie den Befunden Pleuritis und Pneumonie (untersucht an Schlachtkörpern) ergab sich kein klares Bild bezüglich möglicher Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen. Dieser Befund überrascht, da sich die Haltungssysteme zumeist sehr deutlich unterscheiden (z. B. in Bezug auf Klimaführung, Auslaufangebot, Spaltenböden vs. planbefestigter Laufflächen). Daher könnte angenommen werden, dass Atemwegserkrankungen (und in deren Folge Lungenschäden) bei Vollspaltensystemen in der konventionellen Schweinehaltung beispielsweise eine größere Rolle spielen, während Parasitosen (die wiederum zu Leberschäden führen können) eher in ökologisch wirtschaftenden Betrieben mit Auslaufhaltung auftreten könnten. Die Studien zu Schlachthofbefunden fanden jedoch kaum signifikante Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen, sodass augenscheinlich das jeweilige Management einen größeren Einfluss auf das Entstehen der ausgewerteten Befunde hat als das Haltungssystem bzw. die Wirtschaftsweise.

Verhalten und Emotionen

Machold et al. (2007) verglichen die Schlachtkörper der angelieferten Mastschweine aus ökologischer und konventioneller Haltung auch bzgl. des Auftretens von **Schwanzspitzenläsionen** miteinander. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Wirtschaftsformen sich nicht unterscheiden und registrierten kein vermehrtes Auftreten von sogenannten „Schwanzbeißern“ - trotz unkupierter Schwänze in ökologischen Betrieben. Nach Hansson et al. (2000) trat bei Mastschweinen aus ökologischer Haltung das Schwanzbeißen in einem signifikant geringeren Umfang als in konventioneller Haltung auf (ebenfalls anhand von Schlachthofbefunden ermittelt). Beide Autorenteams führten ihre Ergebnisse darauf zurück (Tabelle 9.14), dass die haltungsbezogenen Vorgaben zur Schweinehaltung im ökologischen Landbau wesentliche Kriterien für eine abwechslungsreiche und strukturiertere Haltungsumwelt erfüllen. Zum Beispiel wird den Tieren mit Einstreu und Grobfutter mehr Beschäftigungsmaterial geboten. Zudem sind die Schweine durch das vorgeschriebene Angebot von Auslauf im Freien mehr Umweltreizen ausgesetzt als in der konventionellen Haltung.

Tabelle 9.14 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich des Verhaltens von Schweinen im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP				
		Öko +	Öko =	Öko -	0	25	50	75	100
Schwanzbeißen (Schlachthofbefunde)	2	1 (1)	1	0 (0)	50%		50%		

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

Quelle: Eigene Auswertung

Weitere Publikationen, die sich mit Indikatoren zu Verhalten und Emotionen beschäftigen, konnten für die Schweinehaltung nicht identifiziert werden.

9.3.5 Geflügel

Tiergesundheit

Tiergesundheitsaspekte auf ökologischen und konventionellen Geflügelbetrieben wurden in sechs Studien untersucht, die insgesamt 28 Vergleichspaare umfassen (Tabelle 9.15). Von diesen konnte bei 10 Paaren kein Unterschied zwischen den beiden Haltungssystemen festgestellt werden, während bei acht Paaren die ökologische Variante und bei zehn Paaren die konventionelle Variante bessere Werte erzielte.

Tabelle 9.15 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von Geflügel im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Parasitenbelastung (nur Legehennen)	2	0 (0)	4	2 (0)	67% 33%
Mortalität	2	0 (0)	1	1 (0)	50% 50%
Gliedmaßengesundheit, Lahmheit [a]	4	4 (2)	1	3 (1)	50% 13% 37%
Veränderungen im Brustbereich [b]	4	1 (1)	1	2 (0)	25% 25% 50%
Sonstige Veränderungen [c]	2	2 (1)	3	2 (2)	29% 42% 29%
Sonstiges (Tierverschmutzung Masthühner)	1	1 (0)	0	0 (0)	100%
Gesamt	6	8 (4)	10	10 (3)	28% 36% 36%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a] Lahmheit, Gliedmaßengesundheit, Veränderungen an den Ständern sowie Fußballen, Untaugliche Schlachtkörper bzw. Schlachtbefunde mit Arthritis, Fußballendermatitis, o.ä.

[b] Anteil Verwürfe aufgrund infizierter Brustblasen bei Puten, Beurteilung der Brustveränderungen bei Masthühnern an Schlachtkörpern sowie lebenden Tieren.

[c] Verwürfe aufgrund von Bauchfellentzündung/ Bauchwassersucht, Serositis, Geschwülsten/ Abszessen, unzureichender Ausblutung der Schlachtkörper sowie Beurteilung von Masthühnern bzgl. Aszites (Bauchwassersucht).

Quelle: Eigene Auswertung

Für Legehennen wurden lediglich zwei Vergleichsstudien ermittelt, die sich mit der **Parasitenbelastung** beschäftigten. Sherwin et al. (2013) fanden keine statistisch absicherbaren Unterschiede in Bezug auf die Parasitenbelastung mit Fadenwürmern (*Trichostronylus),* Luftröhrenwürmern

(*Syngamus),* Blinddarmwürmern (*Heterakis)* sowie Spulwürmern (*Ascaride)* anhand von Kotanalysen von Legehennen aus Freilandhaltung in ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben. Jansson et al. (2010) fanden jedoch bei Legehennen aus ökologischer Haltung häufiger Spulwürmer als bei ihrer Vergleichsgruppe konventioneller Betriebe, die andere Stallhaltungssysteme hatten. Insgesamt ist somit keine verallgemeinerbare Aussage möglich; die ermittelte Wurmbelastung in der Freilandhaltung lag z. B. für die *Askariden* bei im Mittel 28,2 Eier/g Kot in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben und 53,4 Eier/g Kot in den konventionell wirtschaftenden Betrieben (Sherwin et al., 2013).

Kein eindeutiges Ergebnis ergab der Vergleich von **Mortalitätsraten** in der Geflügelhaltung zwischen den Wirtschaftsweisen. Während Castellini et al. (2012) höhere Mortalitätsraten im Ökolandbau fanden, bestand in den Untersuchungen von Gocsik et al. (2016) kein Unterschied.

In der Studie von Ermakow & Fehlhaber (2012) wurden **körperliche Veränderungen** bzw. **Verwürfe** aufgrund verschiedener Ursachen zwischen ökologisch und konventionell gehaltenen Puten verglichen. Verwürfe aufgrund von Brustblasen sowie Hämatomen und infizierten Verletzungen am Schlachtkörper wurden bei Puten aus ökologischer Haltung in geringerem Maße festgestellt. Die geringeren Verletzungen führten die Autoren auf mehr Möglichkeiten zum Rückzug sowie eine niedrigere Besatzdichte und somit weniger aggressive Auseinandersetzungen in den ökologischen Putenhaltungen zurück (Ermakow & Fehlhaber, 2012). Im Vergleich mit den konventionell gemästeten Puten traten bei Mastputen aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben jedoch mehr Verwürfe aufgrund von Serositis und Gelenksentzündungen/ Arthritis auf. Das Entstehen dieser Gründe für den Schlachtkörperverwurf ist laut den Autoren in hohem Maße multifaktoriell bestimmt. Nicht nur die Haltungsform und das Management beeinflussen diesbezüglich den Gesundheitszustand des Tieres. Das Auftreten des Beinschwächekomplexes ist von Alter, Zuchtlinie, Grad und Lokalisation der Veränderungen sowie von Haltungs- und Managementfaktoren abhängig (Hirt, 1998; Krautwald-Junghanns et al., 2009). Bezüglich weiterer Verwurfursachen fanden die Autoren keine Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen. Der Gesamtverwurf (kg) lag laut Ermakow & Fehlhaber (2012) jedoch bei den Puten aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben signifikant höher als bei den Tieren aus konventioneller Mast (1,9 % vs. 1,4 %). Die Autorinnen führen dieses u.a. darauf zurück, das z. B. mangelhafte Einstreuqualität das Auftreten von Pododermatitiden, Gelenkentzündungen und Brustblasen begünstigen kann und darin eine denkbare Ursache der festgestellten höheren Verwurfsrate bei ökologisch gehaltenen Puten liegen könnte (Ermakow & Fehlhaber, 2012).

Die Untersuchungen zu Masthühnern berücksichtigten ebenfalls Hautveränderungen im Brustbereich und an den Fußballen. Castellini et al. (2012) sowie Gocsik et al. (2016) fanden mehr Schäden an Fußballen und Brustblasen bei Masthühnern aus ökologischer Haltung, während Tuyttens et al. (2008) keine Unterschiede feststellten. Hinsichtlich Lahmheiten wurde die ökologische Hühnermast besser bewertet als die konventionelle (Gocsik et al., 2016), ebenso wie bei Veränderungen am Sprunggelenk (Gocsik et al., 2016; Tuyttens et al., 2008). Darüber hinaus wiesen

Broiler aus ökologischer Haltung einen geringeren Verschmutzungsgrad sowie eine geringere Auftretenshäufigkeit von Aszites (Bauchwassersucht) auf, basierend auf Betriebserhebungen (Gocsik et al., 2016).

Verhalten und Emotionen

Bei einer insgesamt geringen Anzahl Studien, die zum Tierwohl in der Geflügelhaltung identifiziert werden konnten, wurde mit drei Vergleichsstudien ein relativ hoher Anteil an Publikationen ausgemacht, die sich auch mit Indikatoren der Tierwohldimensionen Verhalten sowie Emotionen bei Masthühnern beschäftigten (Tabelle 9.16). Berücksichtigt wurden insgesamt neun Vergleichspaare. In den verhaltensbezogenen Untersuchungen zeigten alle vier Vergleichspaare Vorteile in der ökologischen Geflügelhaltung. Hinsichtlich des emotionalen Befindens wiesen drei von fünf Paaren bessere Werte für das ökologische Haltungssystem auf. Bei jeweils einem Paar gab es keine Unterschiede und bei einem Paar war die konventionelle Variante besser.

Tabelle 9.16 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich Verhaltens und Emotionen von Geflügel im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Aktivität	1	1 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Welfare Scores [a]	1	3 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Gesamt (Verhalten)	2	4 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Stress, Angst	2	1 (0)	1 (0)	0 (0)	50% 50%
Ausweichdistanz	1	0 (0)	0 (0)	1 (0)	100%
Scores für das Befinden [b]	1	2 (0)	0 (0)	0 (0)	100%
Gesamt (Emotionen)	3	3 (0)	1 (0)	1 (0)	60% 20% 20%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Welfare Scores zu Liegekomfort, Bewegungsfreiheit und Besatzdichte (Welfare Quality®, 2009 modifiziert von Gocsik et al., 2016).

[b)] Temperaturkomfort und „Qualitative behaviour assessment“ (Welfare Quality®, 2009 modifiziert von Gocsik et al., 2016).

Quelle: Eigene Auswertung

Gocsik et al. (2016) veröffentlichten eine Reihe von Ergebnissen, die sie im Rahmen einer Adaption des Welfare Quality® Protokolls berücksichtigten, um eine Abschätzung der Kosten für das Erreichen von mehr Tierwohl vorzunehmen. Neben Indikatoren aus dem Welfare Quality® Protokoll, z. B. „Qualitative behaviour assessment“ und der Erfassung der Ausweichdistanz

vergaben sie u.a. Scores für gesteigerte Respiration zur Erfassung des Temperaturkomforts. Auch Castellini et al. (2012) sowie Tuyttens et al. (2008) stellten in ihren Vergleichsstudien Indikatoren jenseits der Tiergesundheit dar, z. B. führten sie Aktivitätsmessungen bei den Masthühnern durch und erfassten deren Angst- sowie Stressstatus. Bei diesen Indikatoren, die der Tierwohldimension Emotionen bzw. Befinden zugeordnet werden, belegen die Ergebnisse teilweise Vorteile der ökologischen gegenüber der konventionellen Hühnermast, die zum Teil über die Vorgaben des ökologischen Landbaus erklärbar sind (v.a. mehr Platz und Auslauf, mehr Abwechslung und Beschäftigungsmaterial).

Castellini et al. (2012) untersuchten die Aktivität der Tiere und Gocsik et al. (2016) wendeten Bewertungsverfahren nach Welfare-Quality® an, die u.a. auch haltungs- und managementbezogene Parameter berücksichtigten und Rückschlüsse auf Einstreuqualität und Besatzdichte sowie Platzangebot zuließen. Bei diesen Indikatoren, die der Tierwohldimension Verhalten zuzuordnen sind, schnitten die Masthühner aus ökologischen Betrieben besser ab als die aus konventionellen.

9.3.6 Kleine Wiederkäuer

Tiergesundheit

Insgesamt wurden fünf Arbeiten identifiziert, die sich mit der Gesundheitssituation von kleinen Wiederkäuern (Schafe, Ziegen) beschäftigt haben (Tabelle 9.17). Diese umfassen 28 Vergleichspaare, von denen bei 17 Paaren kein Unterschied zwischen der ökologischen und konventionellen Schaf- bzw. Ziegenhaltung festgestellt werden konnte. Bei sechs Paaren schnitt das ökologische System und bei fünf Paaren das konventionelle Referenzsystem besser ab.

Cabaret et al. (2009) erfassten in ihrer Untersuchung in Frankreich die **Mortalität** der Lämmer und zeigten eine geringere Sterblichkeitsrate in neun ökologisch wirtschaftenden Betrieben auf (verglichen mit neun konventionell wirtschaftenden Betrieben). Hinsichtlich der Mortalität der Mutterschafe fanden sie keinen Unterschied.

Die **Parasitenbelastung** untersuchten sie ebenfalls und konstatierten, auf Basis von Kotanalysen, einen signifikant geringeren Befall der ökologisch gehaltenen Mutterschafe. Die Untersuchungen von Mederos et al. (2010) in Kanada ergaben ebenfalls eine geringere Parasitenbelastung der ökologisch gehaltenen Mutterschafe und Lämmer (ohne statistische Absicherung).

Die **Körperkondition** (der mittlere Score) hingegen war, verglichen mit der konventionellen Vergleichsgruppe, in der Tendenz etwas geringer (bei Mutterschafen und Lämmern).

Die Vergleichsuntersuchungen von Schlachthofbefunden von Hansson et al. (2000) zeigten zwar einen signifikant geringeren **Befall** mit **Lungenwürmern** bei Schafen aus ökologischer Haltung,

jedoch wies ein höherer Prozentsatz an Tieren **Leberschäden aufgrund anderer parasitärer Erkrankungen** auf.

Tabelle 9.17 Klassifikation der ökologischen Tierhaltung hinsichtlich der Tiergesundheit von kleinen Wiederkäuern im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung

	Anzahl Studien	Anzahl der VGP			Anteil (%) der VGP
		Öko +	Öko =	Öko -	0 25 50 75 100
Mortalität (Lämmer, Mutterschafe)	1	0 (0)	2	0 (0)	100%
Parasitenbelastung	2	4 (0)	1	3 (3)	50% 13% 37%
Abgangsalter	1	0 (0)	1	0 (0)	100%
Veränderungen (Anteil Schlachtkörperbefunde) [a]	1	1 (1)	3	0 (0)	25% 75%
Integumentschäden, Gliedmaßengesundheit, Lahmheiten	1	0 (0)	4	0	100%
Sonstiges (u.a. Körperkondition Schafe/Lämmer)	2	1 (0)	3	2 (0)	17% 50% 33%
Gesamt (Schafe und Lämmer)	4	6 (1)	14	5 (3)	24% 56% 20%
Integumentveränderungen, Klauenzustand, klinische Erkrankungen [b]	1	0 (0)	3	0 (0)	100%
Gesamt (Ziegen)	1	0 (0)	3	0 (0)	100%

Öko + Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen bessere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe
Öko = Ökologisch wirtschaftende Betriebe unterscheiden sich nicht von konventioneller Vergleichsgruppe
Öko - Ökologisch wirtschaftende Betriebe weisen schlechtere Werte auf als die konventionelle Vergleichsgruppe

Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Studien mit signifikanten Ergebnissen. Die Klassifizierung basiert auf der in den einzelnen Studien vorgenommenen Bewertung.

[a)] Schlachtkörperbefunde zu Atemwegserkrankungen, Abszessen, sonstigen Entzündungen.

[b)] Für die drei aufgeführten Gesundheitsbereiche wurden Scores vergeben.

Quelle: Eigene Auswertung

Napolitano et al. (2009) verglichen zehn konventionell und zehn ökologisch wirtschaftende Milchschafbetriebe in Italien in einer Studie miteinander, die als primäres Ziel die Überprüfung der Übereinstimmung mehrerer Beobachter zum Ziel hatte. Die beiden Wirtschaftsweisen unterschieden sich hinsichtlich der erfassten tierbezogenen Indikatoren (wie beispielsweise dem Anteil **verschmutzter Tiere**, dem Anteil von Tieren mit **Läsionen** und der **Lahmheitsprävalenz** sowie dem **Abgangsalter**) nicht signifikant. Die Autoren führen diese Ergebnisse darauf zurück, dass die meisten der untersuchten Betriebe eher extensive Weidewirtschaft betrieben.

Zum Tierwohl bei Ziegen liegt eine Vergleichsstudie vor. Martini et al. (2015) haben Scores für **Integumentschäden** sowie den **Klauenzustand** und **offensichtliche Erkrankungsanzeichen** vergeben und fanden keine Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen.

Der Vergleich der Wirtschaftsweisen ergibt somit hinsichtlich des Tierwohls kleiner Wiederkäuer kein eindeutiges Bild.

Verhalten und Emotionen

Es wurden keine Publikationen identifiziert, die Aspekte des Verhaltens oder von Emotionen bei kleinen Wiederkäuern vergleichend untersucht haben.

9.4 Resümee und weitere Überlegungen

9.4.1 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Die Analyse der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Tierwohl fokussiert sich in der wissenschaftlichen Literatur bisher auf spezifische Einzelaspekte. Im Vordergrund standen dabei tiergesundheitliche Aspekte, während die anderen beiden Dimensionen des Tierwohls (Tierverhalten und emotionales Befinden) nur in sehr wenigen Studien untersucht wurden. So berücksichtigte beispielsweise lediglich eine einzige Vergleichsstudie zu Milchkühen alle drei Dimensionen des Tierwohls. Zudem existieren nur wenige Untersuchungen, die aufgrund einheitlich verwendeter Methoden und Indikatoren vergleichbar sind. Insofern können zu den Einflüssen der Wirtschaftsweise auf das Tierwohl als Ganzes und im Besonderen zu Tierverhalten und Emotionen nur sehr eingeschränkt Aussagen gemacht werden. Auf der Grundlage der ausgewerteten Literatur und der Analyse der Produktionsvorschriften können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die rechtlichen Bestimmungen zur Haltung der Nutztiere in ökologischen Betrieben adressieren wesentliche Aspekte zur Verbesserung des Tierwohls. Zum Beispiel haben die Vorgaben zur Bereitstellung von Einstreu und damit einer weichen, verformbaren Liegefläche sowie das Angebot von Auslauf und Weidegang einen positiven Einfluss auf die Klauen- und Gliedmaßengesundheit sowie das emotionale Befinden der Tiere. Außerdem wird dadurch sowie durch die Vorgaben zum Platzangebot die Möglichkeit gegeben, arteigene Verhaltensweisen auszuführen. Über die Vorgaben zur Schmerzausschaltung bei Eingriffen am Tier (wie z. B. beim Enthornen von Kälbern oder der Ferkelkastration) wird ferner eine gute Basis für das Reduzieren negativer Emotionen gelegt.
- Dennoch konnte der Zusammenhang zwischen Wirtschaftsweise und Tierwohl in den bisher durchgeführten Analysen empirisch nicht eindeutig belegt werden. Vielmehr ergibt sich für die drei Tierwohlbereiche über alle Nutztierarten hinweg ein sehr heterogenes Bild: Für einige Indikatoren konnten Tierwohl-Vorteile der ökologischen Wirtschaftsweise für die Nutztiere aufgezeigt werden, für andere wiederum Vorteile der konventionellen Wirtschaftsweise. Überwiegend zeigten sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Wirtschaftsweisen. Neben der unzureichenden Anzahl einheitlich durchgeführter Vergleichsstudien ist die empirische Eineindeutigkeit auf den Umstand zurückzuführen, dass die Wirksamkeit der

Anforderungen erheblich von ihrer Umsetzung und dem gesamtbetrieblichen Managementkonzept abhängt. Die positive Wirkung von Einstreu kann beispielsweise durch schlechte hygienische Bedingungen das Auftreten von Eutergesundheitsstörungen begünstigen; das Gewähren von Auslauf und Weidegang ermöglicht Infektionen mit (Weide-) Parasiten. Die Vorgaben und Restriktionen im ökologischen Landbau stellen somit erhöhte Anforderungen an das Management im Bereich der Haltung, der Fütterung, des Auslaufs- und Weidemanagements sowie der Herdengesundheitsplanung. Werden dabei mehr Risiken toleriert, muss einem präventiv orientierten Herdengesundheitsmanagement umso mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden. Erfolgt oder gelingt dies nicht, führen strengere Vorschriften in der ökologischen Tierhaltung nicht unbedingt zu mehr Tierwohl.

- Die Risiken sind im ökologischen Landbau also anders gelagert als im konventionellen Landbau. Das Risikogeschehen bzgl. der Produktionskrankheiten ist zudem multifaktoriell, weshalb das jeweilige einzelbetriebliche Management in beiden Wirtschaftsweisen stets den größten Ausschlag gibt. Daher sollte im ökologischen und im konventionellen Landbau nach Verbesserungsmöglichkeiten auf einzelbetrieblicher Ebene sowie innerhalb des Systems gesucht werden, wobei beide Wirtschaftsweisen voneinander lernen bzw. profitieren können. Überall dort, wo über die haltungs- und managementbezogenen Vorgaben der EU-Öko-Verordnung wesentliche Risikofaktoren für bestimmte Erkrankungskomplexe adressiert werden, sind positive Effekte auf diese Krankheitsgeschehen bzw. Bereiche zu verzeichnen. Die Vorgaben bzgl. mehr Platz, Auslauf und Einstreu sowie die insgesamt abwechslungsreichere Haltungsumgebung bieten insofern großes Potenzial für eine gute Tierwohlsituation (z. B. weniger Lahmheiten und Gelenkschäden, aber auch mehr Möglichkeiten für das Ausleben arteigenen Verhaltens). Sie stellen aber für alle Tiergesundheitsbereiche bei suboptimalem Management (z. B. mangelhafter Ausgleichsfütterung) keine Garantie dafür dar.
- Die EU-Öko-Verordnung bietet folglich großes Potenzial für ein hohes Tierwohl, stellt in ihrer jetzigen Ausgestaltung jedoch keine Garantie dafür dar. Die rein auf Haltung und Management ausgerichteten Vorgaben und Kontrollen sollten daher um ergebnisorientierte Elemente ergänzt werden, um die tiergesundheitlichen Aspekte des Tierwohls zukünftig besser einbeziehen und die Defizite der bislang rein handlungsorientierten Vorgaben reduzieren zu können.

Es konnten nur wenige Vergleichsstudien identifiziert werden, welche sich neben Tiergesundheit mit den weiteren Dimensionen von Tierwohl befassen. Der überwiegende Teil der Untersuchungen beschäftigt sich mit Milchkühen als wirtschaftlich relevantester Nutztierart. Bzgl. Verhalten und Emotionen deuten sich in den wenigen vorhandenen Studien Vorteile der ökologischen Tierhaltung an. Bzgl. Tiergesundheit ergibt sich ein unklares Bild, das Management scheint diesbezüglich entscheidender zu sein als die Wirtschaftsweise. Die ökologische Tierhaltung bringt in den Gesundheitsbereichen Vorteile für die Nutztiere mit sich, für die die verantwortlichen Hauptrisikofaktoren über die Vorschriften bereits adressiert werden. So wirken sich beispielsweise die Vorgaben zu Einstreu und Platzangebot vorteilhaft auf die Klauen- und Gliedmaßengesundheit aus. In Teilbereichen sind die Risiken im ökologischen Landbau jedoch anders gelagert. So stellt z. B. das Gewähren von Auslauf und Weidegang ein höheres Risiko bzgl. Parasitenbelastung dar.

In einigen Tiergesundheitsbereichen, für die kein Unterschied zwischen den Wirtschaftsweisen festgestellt wurde, wird das vergleichbare Maß an Tiergesundheit jedoch mit geringerem Tierarzneimitteleinsatz erreicht. Die EU-Öko-Verordnung bietet großes Potenzial für gutes Tierwohl, stellt in ihrer jetzigen Ausgestaltung jedoch keine Garantie dafür dar. Nur mit einer Kombination von handlungsorientierten Vorgaben und ergebnisorientierten Indikatoren ließen sich alle Dimensionen des Tierwohls (Gesundheit, Verhalten und Emotionen) adressieren.

9.4.2 Überlegungen zur Auswahl der Bezugseinheit

Tierwohl ist unteilbar, d.h. landwirtschaftliche Nutztiere stellen dieselben Anforderungen an ihre Umwelt und das Management – unabhängig von ihrer Leistung. Eine Zuordnung des jeweils (nicht) realisierten Tierwohls auf z. B. eine bestimmte Menge Milch oder Fleisch ist daher nicht möglich.

9.4.3 Entwicklungspotenziale des ökologischen Landbaus

Da die Operationalisierung der Ziele im ökologischen Landbau derzeit über einen rein handlungsorientierten Ansatz erfolgt und der ökologische Landbau derzeit ausschließlich haltungs- oder managementbezogene Kriterien verwendet, sind derzeit keine bzw. nur geringe Unterschiede hinsichtlich des Tierwohls zwischen den beiden Wirtschaftsweisen zu beobachten. Die Vorgaben zur Haltung (z. B. Platzangebot) und zum Management (z. B. Weidegang, Einstreu) schaffen zwar gute Voraussetzungen, sie führen jedoch nicht notwendigerweise auch zu mehr Tierwohl.

Um die Tierwohlsituation auf den Betrieben zu verbessern, ist es wichtig, ergebnisorientierte bzw. tierbezogene Aspekte nicht nur in das Management, sondern auch in die Kontrolle und die rechtlichen Produktionsbestimmungen mit einzubeziehen. Nur so kann überprüft und sichergestellt werden, dass es den Tieren auch tatsächlich gut geht.

Ferner gilt es, zur Erreichung der Ziele im ökologischen Landbau präventiv orientierte Konzepte zur Verbesserung der Tierwohlsituation flächendeckend in der Praxis zu implementieren. Aus einer Reihe an (zum Teil im Rahmen des BÖLN geförderten) Untersuchungen liegen vielversprechende Ergebnisse bzw. Erkenntnisse zur Vorbeugung von Tiergesundheitsproblemen sowie zur Anwendung von Managementinstrumenten zur Verbesserung des Tierwohls vor, die zeitnah über geeignete Ansätze des Wissenstransfers in die Praxis transferiert werden müssen. Neben einem Individualberatungsansatz für die Anwendung von Managementkonzepten zur Verbesserung der Tiergesundheit stellt deren Anwendung in Gruppen von Milchviehhaltern eine weitere Möglichkeit dar, z. B. im Kontext von Stable Schools.

9.4.4 Forschungsbedarf

Die Rahmenbedingung für die Erbringung gesellschaftlicher Leistungen im Bereich Tierwohl können durch weitere Forschungsarbeiten verbessert werden. Ein Schwerpunkt sollte in den nächsten Jahren insbesondere auf die nachfolgend skizzierten Forschungsaktivitäten und -fragen gelegt werden:

- **Verbesserung der Datenbasis**: Um die Datenbasis für künftige Vergleichsstudien zu verbessern, bietet sich die Entwicklung und Implementierung eines (nationalen) Tierwohlmonitoring auf Basis standardisierter Indikatoren an, wie es u.a. der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik des BMEL (WBA, 2015).
- **Durchführung weiterer Untersuchungen**: Zahlreiche Untersuchungen, die u.a. durch das BÖLN gefördert wurden, haben vielversprechende Ergebnisse bzw. Erkenntnisse zur Verbesserung des Tierwohls hervorgebracht, die in längerfristigen Studien weiter validiert werden müssen. Zusätzlich sollten bei zukünftigen Interventionsstudien auch andere, in der Vergangenheit weitgehend unberücksichtigt gebliebene Aspekte des Tierwohls, wie z. B. das Sozialverhalten oder die Mensch-Tier-Beziehung, einbezogen werden und die Entwicklung der Tierwohlsituation zur Untersuchung von Langzeiteffekten über deutlich längere Zeiträume hinweg beobachtet werden (fünf- bis siebenjährige Projektlaufzeiten).
- **Einbeziehung ergebnisorientierter Elemente:** Weiterentwicklung der bisherigen Ansätze zur Einbeziehung ergebnisorientierter Elemente (Verwendung tierbezogener Indikatoren) in die Richtlinien und Kontrollen des ökologischen Landbaus zur Behebung der Defizite der bislang rein handlungsorientierten Vorgehensweise. Die EU-Öko-Verordnung bietet mit ihren über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehenden Mindeststandards bezüglich Haltung und Management großes Potenzial für gutes Tierwohl, stellt in ihrer jetzigen, rein handlungsorientierten Ausgestaltung jedoch keine Garantie dafür dar. Sie macht zwar konkrete Angaben zu Ressourcen (z. B. Platzangebot) oder Management und Haltungsumwelt (z. B. Auslauf, Weidegang) und zielt auf diese Weise darauf ab, die Voraussetzungen für eine tiergerechte Haltung zu schaffen - die tatsächliche Tierwohlsituation bleibt jedoch unberücksichtigt. Da das einzelbetriebliche Management jedoch einen entscheidenden Einfluss darauf hat, ob die über die Vorgaben geschaffenen Voraussetzungen ihr volles Potenzial entfalten, sollten tierbezogene Indikatoren ergänzt werden. Denn ob ein Tier gesund ist oder nicht, kann nur direkt am Tier festgestellt werden. Daher ist es wichtig, zukünftig ergebnisorientiert zu arbeiten und tierbezogene Indikatoren einzubeziehen. Nur so kann überprüft und sichergestellt werden, dass es den Tieren auch tatsächlich gut geht, sie also gesund sind und sich auch tatsächlich wohlfühlen. Nur mit einer Kombination von handlungsorientierten Vorgaben und ergebnisorientierten Ergänzungen (Berücksichtigung tierbezogener Indikatoren) lassen sich alle Dimensionen des Tierwohls – Gesundheit, Verhalten, Emotionen – adressieren.
- **Entwicklung eines Tierwohl-Prüfsystems:** Hierzu ist die Erarbeitung von Prüfprotokollen für Rinder, Schweine, Legehennen und kleine Wiederkäuer, die Entwicklung von Schulungskonzepten für Kontrolleure, die Überprüfung der Machbarkeit in der Praxis und die anschließende Überarbeitung der Prüfprotokolle und Schulungsmaterialien erforderlich. Eine Kontrolle

des Tierwohls auf landwirtschaftlichen Betrieben durch unabhängige Fachleute kann zum einen das einzelbetriebliche Herdenmanagement unterstützen bzw. fördern und wird zum anderen vermehrt von Gesellschaft und Verbrauchern als Reaktion auf wiederholt auftretende Skandale gefordert (vgl. WBA, 2015). Dabei stehen neben konventionell wirtschaftenden Betrieben auch ökologisch wirtschaftende Betriebe im Fokus. Die Ansprüche an die Tierwohlkontrolle im ökologischen Landbau sind dabei insofern speziell, als bei einer Kontrolldichte von 100 % jeder ökologisch zertifizierte Betrieb mindestens einmal im Jahr im Rahmen einer Regelkontrolle geprüft wird. Hierbei müssen alle Produktionszweige eines Betriebes berücksichtigt werden, also neben der Tierhaltung auch z. B. der Ackerbau und die Kennzeichnung. Dies ist einerseits eine Herausforderung bezüglich der fachlichen Schulung der Kontrolleure, andererseits sind die Verbraucherwartungen hinsichtlich des Tierwohls in der Ökologischen Tierhaltung besonders hoch.

- **Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für Tierwohl auf nationaler Ebene**, der am Ende zu einer objektiven Verbesserung führt: Da in vielen Bereichen der ökologischen Nutztierhaltung immer wieder mit der konventionellen Tierhaltung vergleichbare Inzidenzen bzw. Prävalenzen von Erkrankungen oder Schäden gefunden werden, benötigt die ökologische Tierhaltung (wie die konventionelle auch) eine Diskussion über ein tolerierbares Ausmaß an Gesundheitsstörungen und Einschränkungen des Tierwohls sowie realistische Zielgrößen und Grenzwerte unter Einbeziehung aller relevanten Akteursgruppen. Grundsätzlich muss zwischen der Erhebung bzw. Messung eines Indikators (z. B. Anteil lahmer Kühe in der Herde) und dessen Bewertung unterschieden werden. Nur mit einem Orientierungsrahmen können die Erhebungsergebnisse eingeordnet und festgestellt werden, ob das Ergebnis als „gut“, „mittel“ oder „schlecht“ bezeichnet werden muss und ob entsprechender Handlungsbedarf besteht. Nur so führt die Erhebung von Indikatoren zu einem Nutzen bzgl. der Weiterentwicklung des Tierwohls, da einzelbetriebliche Schwachstellen bzw. Optimierungspotenziale durch diesen Abgleich der Ist-Situation mit der anzustrebenden Situation identifiziert werden können. Die Messung eines Indikators kann weitgehend wissenschaftlich präzise und objektivierbar erfolgen. Bei einer Bewertung basierend auf dem Vergleich mit Ziel- oder Grenzwerten fließen zwangsläufig Gewichtungen und Wertsetzungen sowie ggf. Abwägungen zwischen verschiedenen Zielen ein. Eine solche Bewertungsgrundlage setzt daher die möglichst breit angelegte Einbeziehung fachkundiger Personen aller relevanten Akteursgruppen (u.a. Wissenschaftler, Praktiker, Berufsstandsvertretung) voraus.

DRITTER TEIL

Neue Perspektiven und Herausforderungen

10 Ökonomische Betrachtung

Hanna Treu, Jürn Sanders

10.1 Hintergrund

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur hat gezeigt, dass der ökologische Landbau zu einer verminderten Umweltbelastung beiträgt, während beim Tierwohl keine eindeutigen Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweisen festgestellt werden konnten (vgl. Kapitel 3 – 9). Da von einer verminderten Umweltbelastung alle unmittelbar Betroffenen profitieren, also keine Person von dem Nutzen ausgeschlossen werden kann (Nichtausschließbarkeit), und der Nutzen sich bei einer Inanspruchnahme nicht reduziert (Nichtrivalität), ist die Vermeidung von Umweltschäden als ein öffentliches Gut bzw. eine gesellschaftliche Leistung zu verstehen (vgl. Kapitel 1). Diese Leistung kann einen erheblichen ökonomischen Wert haben. Sie umfasst zum einen die Einsparung gesellschaftlicher Schadenskosten (z.B. verminderte Kosten für die Trinkwasseraufbereitung). Zum anderen besteht die Leistung in der Erhaltung eines ökonomischen Nutzwertes der Natur (z.B. der Wert der Bestäubungsleistung durch Insekten). Um die ökonomische Relevanz und Bedeutung dieser gesellschaftlichen Leistung zu veranschaulichen, werden in diesem Kapitel hierzu die wesentlichen Ergebnisse relevanter wissenschaftlicher Arbeiten beschrieben.[36]

Nachfolgend werden zunächst unterschiedliche Kosten- und Nutzenkategorien (Schadenskosten, Nutzwertverluste, Vermeidungskosten) erläutert und die Höhe der Kosten bzw. des Nutzens anhand bisher durchgeführter Untersuchungen exemplarisch veranschaulicht (Kapitel 10.2). Aufgrund der thematischen Breite erhebt diese Darstellung nicht den Anspruch einer vollständigen Zusammenfassung vorliegender wissenschaftlicher Arbeiten, die sich mit dem ökonomischen Wert agrarrelevanter Umweltkosten bzw. der gesellschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft beschäftigt haben. Daran schließt sich eine Zusammenfassung der bisher durchgeführten Arbeiten zur ökonomischen Bewertung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus an (Kapitel 10.3). Hierbei ist anzumerken, dass die agrarökonomische Forschung sich in diesem Bereich bisher vor allem auf bestimmte Einzelaspekte (z.B. Trinkwasserschutz, Biodiversität) konzentriert hat. Zu einigen im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Leistungsbereichen (Bodenfruchtbarkeit, Klimaanpassung und Ressourceneffizienz) liegen bisher keine ökonomischen Vergleichsstudien vor. In anderen Bereichen (Klimaschutz) kann basierend auf der Auswertung naturwissenschaftlicher Vergleichsstudien zumindest eine Abschätzung vorgenommen werden.

[36] Die gesellschaftlichen Leistungen, die Landwirte durch die Einhaltung höherer Tierwohlstandards bzw. der Umsetzung von tierwohlfreundlichen Managementpraktiken erbringen, sind nicht Gegenstand dieses Kapitels, da diese konzeptionell andere Kosten- und Nutzenkategorien umfassen.

10.2 Überblick über agrarrelevante Umweltkosten und Nutzwertverluste

10.2.1 Schadenskosten

Die durch die Landwirtschaft mit verursachten Umweltbelastungen führen zu erheblichen Schadenskosten. Umfangreiche Analysen liegen hierzu insbesondere für den Bereich Gewässerschutz vor. In verschiedenen Arbeiten wurden beispielsweise die **Aufbereitungskosten** in Folge des Eintrags von Nitrat oder chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmitteln untersucht. Diese umfassen die Kosten für Energie- und Chemikalieneinsatz sowie Maschinen- und Arbeitszeit, die mit dem Grad der Verunreinigung zunehmen (Moxey, 2012). Darüber hinaus können hierzu auch Kosten für die Wasserschutzberatung und die staatliche Kontrolle der Einhaltung gesetzlicher Vorschriften und Grenzwerte gezählt werden. In verschiedenen Untersuchungen wurde der Versuch unternommen, diese Kosten zu quantifizieren. Nach einer Schätzung von Scialabba (2015) liegen die öffentlichen Kosten, die durch den Eintrag von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Düngemitteln in die Gewässer entstehen, in Deutschland bei über 47 Mio. € pro Jahr. Oelmann et al. (2017) schätzen die jährlichen Zusatzkosten für die Trinkwasseraufbereitung in Deutschland deutlich höher ein, wobei sie in ihrer Arbeit neben Düngemitteln auch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel berücksichtigen und andere Zielwerte verwendet haben. Ihren Untersuchungen zur Folge ist davon auszugehen, dass die landwirtschaftlich bedingten Nitrat- und Pflanzenschutzbelastungen der Wasserversorger in Deutschland Kosten in Höhe von 580 – 684 Mio. € erfordern, um einen Nitrat-Zielwert von 35,5 mg/l zu erreichen. Die Einhaltung eines Zielwertes von 10 mg/l würde gemäß den Berechnungen Kosten in Höhe von 651 – 767 Mio. € verursachen[37]. Von vergleichbaren Kosten gehen auch Bommelaer & Devaux (2011) aus, die in ihrer Arbeit die jährlichen externen Kosten in Frankreich in Folge von Pflanzenschutz- und Stickstoffdüngemitteln aus der Landwirtschaft in Grund- und Oberflächengewässer untersucht haben. Demnach betragen die direkten Kosten für die Aufbereitung von Trink- und Abwässern schätzungsweise 480 – 870 Mio. €. Bezogen auf die landwirtschaftlich (konventionell) genutzte Fläche gehen die Autoren davon aus, dass den Wasserversorgern in Frankreich Kosten in Höhe von 800 – 2400 €/ha entstehen, damit die Grenzwerte für Stickstoff und Pflanzenschutzmittel eingehalten werden. In einer weiteren Arbeit beschäftigten sich van Grinsven et al. (2013) mit den Kosten, die durch die Belastung der Gewässer aufgrund der Verwendung von Stickstoffdüngern in Europa entstehen und schätzen diese auf bis zu 9 € pro Kilogramm Stickstoff.

Der Stickstoffeintrag in Gewässer führt nicht nur zu hohen Trinkwasseraufbereitungskosten, sondern hat auch weitere Kosten zur Folge. So kann eine hohe Nährstoffkonzentration in Fließgewässern zu Habitatveränderungen und in Folge dessen zu einer verstärkten Anreicherung von Sedimenten in Flussmündungen oder zur Versandung von Fließgewässern führen. Bei Wasserwirtschaftswegen ergeben sich dadurch zusätzliche **Unterhaltskosten** (Moxey, 2012). Eine vergleichbare Belastung kann auch durch Bodenerosion entstehen.

[37] Laut deutscher Trinkwasserverordnung beträgt der Grenzwert für Nitrat 50 mg Nitrat pro Liter (UBA, 2018).

Weitere agrarrelevante Schadenskosten in Form von **Instandsetzungskosten** entstehen durch Überflutungen. So verursachte beispielsweise das Hochwasser in Süd- und Ostdeutschland im Mai/ Juni 2013 ökonomische Schäden von mehr als 12 Mrd. €, wovon ungefähr ein Drittel versichert war (Able, 2013). Der Versicherer Munich Re weist darauf hin, dass Hochwasserereignisse in Deutschland seit 1980 deutlich zugenommen haben (Able, 2013). Ohne geeignete Gegenmaßnahmen könnten sich in Deutschland die jährlichen Schadenskosten von derzeit etwa 500 Millionen Euro künftig vervielfachen (Hattermann et al., 2016). Ein Grund für die bisher zu beobachtende Zunahme von Hochwasserereignissen ist unter anderem der Verlust von Auengebieten an Flüssen sowie die intensive landwirtschaftliche Nutzung von ehemaligen Überschwemmungs- und Ausgleichsflächen, die nicht mehr als solche funktionieren (Vanneuville et al., 2016).

Neben direkten Kosten sind mit der Beeinträchtigung der Umwelt auch **Anpassungskosten** verbunden. Hierunter fallen Kosten, die durch eine Anpassung als Reaktion auf eine Beeinträchtigung entstehen, ohne dass sich dadurch insgesamt eine Verbesserung des Umweltzustands ergibt (UBA, 2012). Dazu zählen beispielsweise Kosten für die Erschließung neuer Brunnen, wenn in Folge eines hohen Verschmutzungsgrads bestehende Brunnen nicht mehr zur Trinkwasserentnahme genutzt werden können. Bommelaer & Devaux (2011) gehen davon aus, dass für die Inanspruchnahme von anderen, weiter entfernten Wasserentnahmestellen in Frankreich jährlich Kosten in Höhe von 20 – 60 Mio. € entstehen. Neben der Verschmutzung stellt in diesem Zusammenhang der Klimawandel eine weitere Ursache für höhere Anpassungskosten dar. Auf der Basis zahlreicher Einzelstudien schätzen Tröltzsch et al. (2011), dass die durch den Klimawandel hervorgerufenen Anpassungsmaßnahmen in Deutschland jährliche Kosten von 2,5 – 6 Mrd. € verursachen. Langfristig könnten diese Kosten unter anderem durch den Anstieg des Meeresspiegels erheblich zunehmen (Hirschfeld & von Möllendorff, 2015; Kanig & Schröder, 2014).

10.2.2 Nutzwertverluste

Aus einer ökonomischen Perspektive sind für die Landwirtschaft nicht nur Schadenskosten relevant, sondern auch ein verminderter Nutzwert der Natur bzw. verminderte Ökosystemleistungen. Ein Beispiel hierfür ist der **Wert der Bestäubung**. Über 80 % der heimischen Nutz- und Wildpflanzen sind auf Insektenbestäubung angewiesen und stellen somit eine wesentliche Grundlage der agrarischen Produktion und Ernährungssicherheit dar (Balzer et al., 2017). In verschiedenen Studien wurde in den letzten Jahren der Versuch unternommen, den monetären Nutzen der Bestäubungsleistung zu schätzen, der sich durch den Rückgang der biologischen Vielfalt vermindert. Schätzungen gehen davon aus, dass allein bei einer ausbleibenden Bestäubung durch Honigbienen die Ertragsminderung für einzelne Kulturarten, beispielsweise für Möhrensamen oder Rotklee, in Deutschland mehr als 90 % betragen würde (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2017). Hanley et al. (2015) haben eine Übersicht über die Ergebnisse verschiedener Studien zusammengestellt, die den ökonomischen Wert von Bestäubung mithilfe verschiedener Methoden berechnet haben. Der Wert in gemäßigten Klimazonen beträgt demnach umgerechnet bis zu 235 Mrd. €

(165 Mrd. £) (Pimentel et al., 1997; Hanley et al., 2015). Gallai et al. (2009) schätzten den ökonomischen Wert der Bestäubung in der Europäischen Union auf 10 % des Wertes der Agrarproduktion. Eine andere Studie geht sogar davon aus, dass die Leistung der Bestäubung von Kulturpflanzen durch Insekten zu einem Anteil von 12 % des durchschnittlichen Jahresgesamtgewinns aus der Ernte von Kulturpflanzen in Europa beiträgt (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2017). Für die EU errechneten Klatt et al. (2014) einen ökonomischen Wert von umgerechnet ca. 941 Mio. € allein für die Bestäubung von Erdbeeren. In Deutschland wird der Wert der Bestäubung auf 13 % der landwirtschaftlichen Wertschöpfungskette geschätzt, was gut 1,1 Mrd. € entsprechen würde (Leonhardt et al., 2013). Laut Barrios Oré et al. (2018) gehen 41 % des Produktionswertes von Nahrungspflanzen in Deutschland auf Insektenbestäubung zurück. Dies würde rund 1,6 Mrd. € jährlich entsprechen.

Mit einem Rückgang der biologischen Vielfalt ist des Weiteren eine Verminderung des genetischen Potenzials verbunden. Dadurch kann sich der **Wert des Innovationspotenzials** der Natur verringern, beispielsweise im Hinblick auf die Gewinnung und Nutzung von natürlichen Arzneiwirkstoffen.

Eine weitere Nutzwertreduktion betrifft den **Wert des Produktionspotenzials** landwirtschaftlicher Böden, wenn die Bodenfruchtbarkeit beispielswiese durch Bodenerosion abnimmt (Telles et al., 2012). In Folge dessen können sich die Kosten der Agrarproduktion und mittelbar auch die Kosten landwirtschaftlicher Erzeugnisse erhöhen (Binaj et al., 2014). Stark erodierte Böden produzieren 15 – 30 % geringere Erträge als intakte Böden; auch mit verstärkter Düngung bleiben die Erträge unter denen von nicht-erodierten Böden (Pimentel et al., 1995).

Durch einen Rückgang an Biodiversität kann ferner auch der **ästhetische Wert** der Landschaft und damit der Erholungswert für den Menschen schwinden. Eine weitere Folge ist der verminderte **Freizeit- und Erholungswert** von Gewässern, wenn diese durch Stoffeinträge wie Pflanzenschutzmittel oder Nitrat verunreinigt werden (Moxey, 2012) und in der Folge nicht mehr zum Schwimmen oder für Wassersportaktivitäten genutzt werden können. Im Extremfall können durch die Verunreinigung auch finanzielle Kosten auftreten, wenn infolge eines stark verschmutzten Gewässers Gesundheitsschäden und -kosten bei den Personen auftreten, die die Gewässer trotz der Verschmutzung nutzen.

10.2.3 Vermeidungskosten

Neben der Schätzung der Schadenskosten und potenzieller Nutzwertverluste lässt sich der Wert gesellschaftlicher Leistungen auch durch Vermeidungskosten veranschaulichen. Diese stehen in keinem unmittelbaren Bezug zu den Umweltschäden, sondern umfassen Kosten, die bei der Vermeidung oder Verringerung der für den Umweltschaden verursachenden Aktivität ansetzen (UBA, 2012). Hierzu zählen Kosten für präventive Maßnahmen wie beispielsweise Ausgleichszahlungen an Landwirte im Rahmen von freiwilligen Vereinbarungen, die zu einer verminderten

Umweltbelastung beitragen. In Hinblick auf den Wasserschutz kommen verschiedene Studien zu dem Schluss, dass präventive Maßnahmen in der Regel kostengünstiger als reaktive Maßnahmen sind. Ausweich- oder Reparaturmaßnahmen wie das Verschneiden von kontaminiertem Wasser mit unbelastetem Rohwasser, die Vertiefung oder Verlagerung von Brunnen oder, als kostenintensivste Maßnahme, die technische Trinkwasseraufbereitung sind Beispiele hierfür. Dies zeigt beispielsweise die Studie von Lancelot et al. (2011), in der verschiedene Nährstoffreduktionsszenarios in der südlichen Nordsee analysiert wurden, um Eutrophierung in Küstenregionen zu verringern. Die Kosten präventiver Maßnahmen in der Landwirtschaft für die Reduktion von einem Kilogramm Stickstoff belaufen sich nach ihren Berechnungen auf durchschnittlich unter 5 €, wohingegen die Kosten für verschiedene Maßnahmen der Wasseraufbereitung mit 29 bis 100 € pro Kilogramm Stickstoff deutlich höhere Kosten hervorrufen.

Dass es für Wasserversorger kostengünstiger ist, Zahlungen an landwirtschaftliche Betriebe für einen verminderten Nährstoffinput und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteleinsatz zu leisten, als belastetes Rohwasser im Nachhinein aufzubereiten, zeigen auch Untersuchungen des TEEB Konsortiums (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2017). So zahlen beispielsweise die Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH im Rahmen eines Ausgleichsmaßnahmenprogramms 1 Cent pro m^3 Trinkwasser an Landwirte in Trinkwasserentnahmegebieten, damit diese bestimmte Maßnahmen, wie beispielsweise die Reduktion von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen, durchführen. Schätzungen haben ergeben, dass die Wasserwerke dadurch pro m^3 Trinkwasser 7 Cent einsparen können, die sie sonst für Trinkwasseraufbereitungsmaßnahmen zahlen müssten (Loth, 2008 in Albert et al., 2017).

Die Vorteile präventiver Umweltmaßnahmen lassen sich auch am Beispiel von Gewässerrandstreifen veranschaulichen. Diese bieten natürliche Lebensräume beispielsweise für Bestäuber und schützen die Gewässer vor Nährstoffeinträgen, während sie gleichzeitig das Landschaftsbild bereichern. Marggraf et al. (2017) haben mit Hilfe einer Kosten-Nutzen-Analyse anhand eines hypothetischen Maßnahmenprogramms gezeigt, dass die Etablierung von Gewässerrandstreifen an kleinen Fließgewässern mit absolutem Bewirtschaftungs- und Düngeverbot mehr Nutzen als Kosten für Gewässerschutz und den Schutz der biologischen Vielfalt verursacht (Verhältnis Nutzen zu Kosten: 1,8 zu 1). Nach der Untersuchung übersteigt der gesellschaftliche Nutzen der Etablierung von Gewässerrandstreifen über einen 20-jährigen Betrachtungszeitraum die Kosten der Maßnahmen um knapp 770 Mio. Euro. Würde man noch weitere positive Externalitäten wie den Erosionsschutz der Randstreifen, das Angebot an Habitaten für Bestäuber oder den Beitrag zur Schädlingsregulierung in die Rechnung mit einbeziehen, würde der gesellschaftliche Nutzen monetär ausgedrückt noch höher liegen (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2017).

10.3 Beitrag des ökologischen Landbaus zur Verminderung von Umweltkosten und Nutzwertverlusten

Wie bereits eingangs erwähnt, gibt es bisher nur sehr wenige Arbeiten, die die gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus umfassend analysiert haben. Schader et al. (2013a) verglichen beispielsweise den Wert der gesellschaftlichen Leistungen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Luxemburg und kamen zu dem Schluss, dass einerseits negative Umweltwirkungen in der konventionellen Landwirtschaft höher als in der ökologischen Landwirtschaft sind, und andererseits, dass bei einem Vergleich der Fördersummen diese höheren gesellschaftlichen Leistungen nicht monetär honoriert werden. Umweltleistungen, so die Schlussfolgerung der Autoren, korrelieren also nicht mit öffentlichen Zahlungen (Schader et al., 2013a). Für Österreich bezifferten Schader et al. (2013b) die Kosten landwirtschaftlicher Externalitäten in einer nach eigener Aussage konservativen Schätzung auf 1,3 Mrd. € pro Jahr. Durch eine Umstellung auf 100 % Ökolandbau würden diese Kosten um mindestens ein Drittel sinken und es könnten 425 Mio. € eingespart werden. Aufbauend auf Ergebnissen von Pretty et al. (2000) schlussfolgerten Pretty et al. (2005), dass die tatsächlichen Kosten eines wöchentlichen Einkaufes 11,8 % mehr betragen müssten, wenn die Externalitäten eingepreist werden würden. Durch eine Umstellung auf eine vollständig ökologische Bewirtschaftung des Landes könnten nach ihren Analysen rund drei Viertel der externen Kosten eingespart werden (Pretty et al., 2005).

Darüber hinaus wurden in den letzten Jahren verschiedene Untersuchungen durchgeführt, die sich jeweils nur mit bestimmten Teilbereichen beschäftigt haben. Im Hinblick auf den **Gewässerschutz** kommt Kratochvil (2002) auf der Basis von Szenario-Berechnungen zu dem Schluss, dass durch eine vollständige Umstellung auf eine ökologische Wirtschaftsweise in Österreich gesellschaftliche Kosten der Grundwasserbelastung durch Nitrat und Atrazin in Höhe von 1,8 Mio. € eingespart werden könnten. Ebenfalls für den österreichischen Kontext schätzen Schader et al. (2013b), dass 100 % der durch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmitteleinträge (bzw. der aus Pflanzenschutzmitteln stammenden Wirkstoffeinträge) notwendigen Trinkwasseraufbereitungskosten eingespart werden könnten, wenn großflächig auf ökologischen Landbau umgestellt würde. Die Aufwendungen für Nitrateinträge würden um 40 % sinken und für Phosphate um 20 %. Weitere Einsparungen entstünden durch das Wegfallen von Kosten für Pflanzenschutzmonitoring und -beratung. Auch die Kosten für die Säuberung eutrophierter Gewässer würden in diesem Umstellungsszenario um 35 % abnehmen (Schader et al., 2013b). Osterburg & Runge (2007) beschäftigten sich in einer anderen Arbeit mit der Kostenwirksamkeit einer Umstellung auf eine ökologische Wirtschaftsweise als präventive Gewässerschutzmaßnahme. Mit Kosten in Höhe von 2,80 € pro Kilogramm reduziertem Stickstoff war eine Umstellung im Vergleich zu anderen Maßnahmen günstig.

Neben dem bereits erwähnten Ausgleichsprogramm für gewässerschützende Bewirtschaftungsmaßnahmen (vgl. Kapitel 10.2.1) betreiben die Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH auf ihren eigenen Flächen wasserschutzoptimierten Ökolandbau und sparen durch dieses „Vorsorgeprinzip“ langfristig Kosten für die Aufbereitung des Trinkwassers (Naturkapital Deutschland -

TEEB DE, 2015). Die Stadtwerke München fördern den ökologischen Landbau in den Wassereinzugsgebieten ebenfalls mit bis zu 310 € im Jahr pro Betrieb, um so die ökologisch wirtschaftenden Betriebe für ihren Beitrag zum Trinkwasserschutz durch niedrigere Stichstoffüberschüsse und den Verzicht auf chemisch-synthetisch hergestellte Pflanzenschutzmittel zu honorieren. So sparen die Stadtwerke München Kosten, die sonst für reaktive Maßnahmen zur Trinkwasseraufbereitung anfielen. Inzwischen ist in den Wassereinzugsgebieten rund um München das größte zusammenhängend ökologisch bewirtschaftete Gebiet in Deutschland entstanden (Stadtwerke München, 2017).

Nur wenige Studien haben versucht, den Wert der **Biodiversität** zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft zu vergleichen. Sandhu et al. (2010) verglichen in ihrer Studie den ökonomischen Wert von drei nicht marktgängigen Ökosystemleistungen (biologische Schädlingsbekämpfung, Bodenbildung durch Regenwürmer und Mineralisierung von Pflanzennährstoffen), basierend auf Versuchsdaten ökologisch und konventionell bewirtschafteter Felder in Neuseeland. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die untersuchten Ökosystemleistungen auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen deutlich höher waren als auf den konventionellen. Konkret bezifferten sie den Wert der Ökosystemleistungen pro Hektar im ökologischen Landbau auf durchschnittlich 232 US $ und in der konventionellen Landwirtschaft auf durchschnittlich 146 US $ jährlich, also auf einen um 37 % geringeren Wert[38].

Untersuchungen zum ökonomischen Wert der flächenbezogenen **Klimaschutz**leistungen durch eine Umstellung auf ökologischen Landbau bzw. die mit einer Umstellung verbundenen THG-Vermeidungskosten wurden bisher noch nicht durchgeführt. Anhaltspunkte liefert hierfür allerdings die Auswertung der Literatur im Kapitel 6 (Klimaschutz) sowie Untersuchungen zu den gesellschaftlichen Kosten von Kohlenstoff („social cost of carbon“). Hierunter werden sämtliche Kosten verstanden, die durch jede freigesetzte Tonne Kohlenstoffdioxid verursacht werden[39]. Zu Schadenskosten von umgerechnet ca. 68 € (85 US-$) pro Tonne CO_2 kommt der 2006 veröffentlichte Stern-Report (Stern, 2006). In einer anderen Arbeit veranschlagt Paul et al. (2017) die gesellschaftlichen Kosten auf ca. 39 € (41 US-$) pro Tonne CO_2, wobei bei dieser Schätzung u.a. die Folgekosten für das Fischereiwesen sowie die Kosten durch erhöhten Schädlingsbefall und Krankheiten in Land- und Forstwirtschaft aufgrund fehlender Daten nicht miteinbezogen werden konnten. Das deutsche Umweltbundesamt (UBA) wiederum empfiehlt, als zentralen Kostensatz für die Klimakosten von Treibhausgas-Emissionen einen Betrag von 80 € pro Tonne Kohlendioxid (t CO_2) zu verwenden (Matthey & Bünger, 2018). Unter Berücksichtigung dieser Kostensätze und dem im Kapitel 6 ausgewiesenen Einsparpotenzial von durchschnittlich 1.082 kg CO_2-Äquivalente pro

[38] Die Erträge fielen im untersuchten Ökolandbau 18 % geringer aus als auf den konventionell bewirtschafteten Flächen des Versuchs.

[39] Weitere Informationen zum Konzept der „social costs of carbon“ siehe z.B. Ricke et al. (2018).

Hektar und Jahr liegt der Wert der durch den ökologischen Landbau erbrachten Leistung zwischen 42 und 87 € pro Hektar und Jahr.[40]

10.4 Resümee und weitere Überlegungen

Die Auswertung der Literatur zu den gesellschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft zeigt, dass die Forschung hierzu bisher nur fragmentarische Erkenntnisse geliefert hat. Dies ist insofern nicht überraschend, als eine ökonomische Bewertung der betrachteten Externalitäten das Verstehen von beziehungsreichen biophysischen Zusammenhängen erfordert. Es muss also ein Verständnis dafür vorhanden sein, welche Externalitäten aus der Landwirtschaft resultieren und welche nicht, denn die Ursache-Wirkungs-Verhältnisse sind sowohl durch physische Distanz und gegenseitige Abhängigkeit als auch durch Zeitverzögerungen gekennzeichnet (Moxey, 2012). Der interdisziplinäre Charakter, d.h. das Zusammenbringen von ökologischen mit ökonomischen Betrachtungen der hier benötigten Analysen erklärt in Teilen das geringe Studienangebot. Ein weiterer Faktor sind komplexe Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge in Verbindung mit zeitlicher Unsicherheit, die erklären, warum es in manchen Bereichen viele Studien gibt und in anderen nicht. Gesellschaftliche Kosten beispielsweise für die Trinkwasseraufbereitung im Bereich Wasser, die bereits anfallen, sind leichter abzuschätzen als externe Kosten, die künftig erst entstehen und bei denen das Ausmaß bislang unklar ist. Dies trifft besonders auf die Bereiche Klima und Biodiversität zu,

Aus methodischer Sicht besteht die Herausforderung einer ökonomischen Analyse darin, dass aufgrund eines fehlenden Marktes für gesellschaftliche Leistungen keine direkten Preise beobachtet werden können und damit keine Möglichkeit besteht, den Wert der Leistung direkt abzuleiten.

Die agrarökonomische Forschung hat deshalb zahlreiche indirekte Methoden und Ansätze entwickelt, um den Nutzen bzw. die Kosten zu bestimmen. Aufgrund unterschiedlicher methodischer Herangehensweisen der verwendeten Literatur (manche Autoren nutzen Berechnungen mithilfe von Betriebsdaten, andere arbeiten mit Modellen, wiederum andere nutzen Befragungen bzw. Ansätze zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft, zugrundeliegender Annahmen, inhaltlicher Schwerpunkte und regionaler Unterschiede) bleibt es daher eine Herausforderung, die Ergebnisse unterschiedlicher ökonomisch orientierter Studien zur Wertbestimmung gesellschaftlicher Leistungen miteinander zu vergleichen. Die Übertragbarkeit von Fallstudien-Ergebnissen auf die nationale Ebene bzw. auf andere Staaten entspricht somit oft nicht der Wirklichkeit, denn landwirtschaftliche Gegebenheiten unterscheiden sich je nach Standort. Diese Problematik akzentuiert sich bei einem Vergleich von Ökolandbau und konventioneller Landwirtschaft, da ein konventionelles oder ökologisches System selten identisch mit einem anderen konventionellem oder ökologischem ist.

---

[40] Unter Berücksichtigung des aktuellen Preises für CO_2-Zertifikate von 20,55 € (Stand: 15.12.2018) im europäischen Emissionshandel beträgt die Einsparung hingegen nur 22 € pro Hektar und Jahr.

Trotz der hier skizzierten Einschränkungen zeigt die Auswertung der Literatur, dass der Erbringung gesellschaftlicher Leistungen durch die Landwirtschaft im Allgemeinen und des ökologischen Landbaus im Besonderen ein erheblicher Wert und damit eine große ökonomische Bedeutung zuzuschreiben ist. Eine Reduktion der durch die Landwirtschaft mit verursachten Umweltbelastung trägt zu einer Reduktion von Schadenskosten und einer Verminderung von Nutzwertverlusten bei. Aufgrund der in den vorherigen Kapiteln ermittelten positiven Effekte der ökologischen Landwirtschaft sind gezielte Maßnahmen im Rahmen dieses Bewirtschaftungssystems besonders effektiv. Ferner kann die Landwirtschaft durch geeignete Maßnahmen auch einen Beitrag zur Reduktion von Umweltschäden leisten, die durch andere Wirtschaftssektoren hervorgerufen werden (im Klimaschutzbereich beispielsweise durch die Sequestrierung von Bodenkohlenstoff oder im Hochwasserschutz durch eine bodenschützende Bewirtschaftung).

11 Synthese

Jürgen Heß, Jürn Sanders, Jan Brinkmann, Lucie Chmelikova, Andreas Gattinger, Frank Gottwald, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Rüdiger Jung, Solveig March, Karin Stein-Bachinger, Klaus Wiesinger

Der ökologische Landbau gilt als ein nachhaltiges Landnutzungssystem und wird deshalb in besonderer Weise politisch unterstützt. Obwohl die Zusammenhänge zwischen der ökologischen Wirtschaftsweise und der Erbringung gesellschaftlich relevanter Leistungen auf eine zunehmend breitere Anerkennung stoßen, werden die Potenziale des ökologischen Landbaus zur Bewältigung der umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen unserer Zeit von Politik und Wissenschaft weiterhin unterschiedlich bewertet. Vor diesem Hintergrund war es das Ziel dieser Arbeit, die Leistungen des ökologischen Landbaus in den Bereichen Wasserschutz, Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, Klimaschutz, Klimaanpassung, Ressourceneffizienz und Tierwohl auf der Grundlage einer umfassenden Analyse wissenschaftlicher Studien zu bewerten. Als eine gesellschaftliche Leistung wurde in diesem Zusammenhang eine positive oder weniger schädliche Wirkung des ökologischen Landbaus definiert, die (a) zur Erreichung eines agrarpolitischen Ziels beiträgt, (b) nicht oder nicht in ausreichendem Umfang durch Marktanreize erzielt werden kann und (c) nicht als Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Erzeugung vorliegt.

Nachfolgend werden die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchung zusammengefasst, übergreifende Erklärungsansätze für die Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft im Bereich des Umwelt- und Ressourcenschutzes sowie des Tierwohls herausgearbeitet und ein allgemeiner Bewertungsrahmen für die Einordnung der durch den ökologischen Landbau erbrachten gesellschaftlichen Leistung beschrieben.

Zusammenfassung der zentralen Ergebnisse

Wasserschutz

Die ökologische Landwirtschaft zeigt ein hohes Potenzial zum Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, nachweislich insbesondere für den Eintrag von Nitrat- und Pflanzenschutzmitteln. Im Mittel vermindert eine ökologische Bewirtschaftung in den ausgewerteten Untersuchungen die Stickstoffausträge um 28 % (Median). Durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel wird der Eintrag von Wirkstoffen mit einer potenziell hohen Umwelttoxizität unterbunden. Auch bei Tierarzneimitteln kann aufgrund der Produktionsvorschriften für die ökologische Tierhaltung von deutlich geringeren Einträgen ausgegangen werden. Hinsichtlich der Phosphoreinträge in Gewässer lassen die Produktionsvorschriften ebenfalls eine geringere Belastung erwarten. Für eine gut abgesicherte Aussage liegen hier allerdings nicht genügend Studien vor, insbesondere weil vergleichende Untersuchungen zum Phosphorabtrag durch Erosion fehlen. Die Auswertung der Untersuchungen zeigt, dass bei 71 % der Paarvergleiche die ökologische Variante hinsichtlich des Austrags kritischer Stoffgruppen (Stickstoff, Pflanzenschutzmittel) eindeutige Vor-

teile gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung aufwies. Insofern kann der ökologische Landbau insbesondere auch zur Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten empfohlen werden.

Bodenfruchtbarkeit

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zur Bodenfruchtbarkeit zeigt deutliche Vorteile des ökologischen Landbaus. Die Abundanzen und Biomassen von Regenwurmpopulationen waren unter ökologischer Bewirtschaftung im Mittel (Median) um 78 bzw. 94 % höher. Bei 62 % der Vergleichspaare war die ökologische Wirtschaftsweise im Oberboden mit einer geringeren Versauerung verbunden (Differenz insgesamt 0,4 pH-Einheiten). Bezüglich des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden konnte keine eindeutige Tendenz für die eine oder andere Bewirtschaftungsform festgestellt werden. Unterschiedliches Düngungsmanagement sowie diverse P-Analysemethoden erschweren die Interpretation der Daten. Ein hoher Eindringwiderstand in den Boden ist ein Indikator für Schadverdichtungen. Im Mittel war der Eindringwiderstand im ökologischen Ackerbau geringer (Median -22 %). Dieses Ergebnis basiert jedoch auf nur vier Studien. Unter Berücksichtigung aller Indikatoren zeigten sich hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit bei 56 % der Vergleichspaare Vorteile für die ökologische Bewirtschaftung.

Biodiversität

Positive Effekte des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität sind für die untersuchten Artengruppen eindeutig belegbar. Im Mittel (Median) lagen die mittleren Artenzahlen der Ackerflora bei ökologischer Bewirtschaftung um 95 %, bei der Acker-Samenbank um 61 % und der Saumvegetation um 21 % höher. Bei den Feldvögeln waren die Artenzahl um 35 % und die Abundanz um 24 % (Mediane) bei ökologischer Bewirtschaftung höher. Mit 23 % bzw. 26 % lagen diese Werte auch bei den blütenbesuchenden Insekten höher. Insgesamt betrachtet zeigten sich bei 86 % (Flora) bzw. 49 % (Fauna) der Vergleichspaare deutliche Vorteile durch ökologischen Landbau. Nur in 2 von 75 Studien wurden anhand der vorgenommen Klassifikation negative Effekte bei ökologischer Bewirtschaftung bei 12 von 312 Vergleichspaaren 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. Im Durchschnitt weisen ökologisch bewirtschaftete Böden einen um 10 % höheren Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff und eine um 256 kg C/Hektar höhere jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate auf. Die Lachgasemissionen sind gemäß der ausgewerteten Studien im Mittel um 24 % niedriger. Aus diesen Werten ergibt sich eine kumulierte Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus von 1.082 kg CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr.

Aufgrund fehlender robuster empirischer Vergleichsstudien wurden die ertragsskalierten Klimaschutzleistungen qualitativ bewertet. Demnach erbringt die ökologische Landwirtschaft bezüglich ertragsskalierter Treibhausgasemissionen im Bereich Boden/Pflanze wahrscheinlich vergleichbare Leistungen wie die konventionelle Landwirtschaft. Ferner erbringt die ökologische Rinderhaltung bezüglich stoffwechselbedingter Methanemissionen pro kg Milch vermutlich niedrigere Leistungen als die konventionelle Rinderhaltung. Die Gesamtemissionen pro kg Milch aus ökologischer und konventioneller Milchproduktion werden als wahrscheinlich vergleichbar eingestuft.

Klimaanpassung

Wichtige Eigenschaften des Oberbodens, die zur Erosionsvermeidung und zum Hochwasserschutz beitragen, wiesen bei einer ökologischen gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung vergleichbare oder bessere Werte auf. Der C_{org}-Gehalt und die Aggregatstabilität waren im Mittel (Median) im ökologischen Landbau 26 % bzw. 15 % höher; bei der Infiltration wurde ein Unterschied von 137 % festgestellt. Da eine höhere Infiltration den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluss reduziert, waren auch diese Werte im Mittel (Median) unter einer ökologischen Bewirtschaftung niedriger (-22 % bzw. -26 %). Dies lag vor allem am Klee- und Luzerne-Gras-Anbau. Im Gegensatz dazu wurden bei der Trockenraumdichte keine nennenswerten Unterschiede festgestellt (-4 %). Im Hinblick auf die ausgewählten Indikatoren zur Bewertung der Leistung im Bereich Klimaanpassung (d.h. Erosions- und Hochwasserschutz) zeigte der ökologische Landbau eindeutige Vorteile in Bezug auf die Vorsorge auf der Ebene von Einzelschlägen (C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität, Infiltration), deutlich 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.

Ressourceneffizienz

Die Ressourceneffizienz wurde am Beispiel der Stickstoffeffizienz (Stickstoffinput, Stickstoffoutput, Stickstoffsaldo, Stickstoffeffizienz) und der Energieeffizienz (Energieinput, Energieoutput, Energieeffizienz) im Pflanzenbau untersucht. In der Literaturanalyse wurde die Ressourceneffizienz des ökologischen und konventionellen Landbaus auf den Ebenen der Fruchtfolge und der Fruchtart Weizen verglichen. Zusätzlich wurden Ergebnisse aus dem Netzwerk von Pilotbetrieben auf der Ebene des Betriebes in den Systemvergleich einbezogen.

Die Ergebnisse zeigen im ökologischen Landbau deutlich geringere Stickstoff- und Energieinputs, aber ertragsbedingt auch geringere Stickstoff- und Energieoutputs. Die Stickstoffsalden (flächenbezogene Stickstoffverlustpotenziale) waren im ökologischen Landbau wesentlich geringer als im konventionellen Landbau (Median je nach Betrachtungsebene -40 % bis -70 %). Die Stickstoffeffizienz lag bei 46 %, die Energieeffizienz bei 58 % der Vergleichspaare im ökologischen Landbau eindeutig höher als im konventionellen Landbau. Die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau waren auf der Betriebsebene deutlicher ausgeprägt als auf der Fruchtarten- und Fruchtfolgeebene.

Durch eine Minderung des Stickstoffeinsatzes können Ressourcen gespart und die Umwelt entlastet werden (weniger Treibhausgasemissionen, weniger Stickstoffemissionen in die Umwelt, Schutz der Biodiversität). Der Einsatz fossiler Energie verursacht CO_2-Emissionen; daher ist die Reduzierung des Einsatzes von fossilen Energien aus Klimaschutzgründen dringend erforderlich.

Tierwohl

Über alle Nutztierarten und Produktionsrichtungen hinweg ergaben die Ergebnisse kein klares Bild, ob ökologische im Vergleich zu konventionellen Betrieben höhere Tierwohlleistungen erbringen. Die ausgewerteten Vergleichsstudien fokussieren zumeist auf Einzelaspekte und überwiegend auf Milchkühe. Bei der Tiergesundheit wurden außer bei der Klauen- und Gliedmaßengesundheit keine grundlegenden Unterschiede festgestellt, das Management scheint diesbezüglich entscheidender zu sein als die Wirtschaftsweise. Unter Berücksichtigung sämtlicher Einzelindikatoren und Tierarten wies die ökologische gegenüber der konventionellen Variante bei 34 % der Vergleichspaare bessere Tiergesundheitswerte auf; bei 46 % konnten keine eindeutigen Unterschiede festgestellt werden. Werden über die Vorgaben der EU-Öko-Verordnung die Hauptrisikofaktoren für Tiergesundheitsprobleme adressiert, schneiden ökologische Betriebe besser ab. So wirken sich beispielsweise die Vorgaben zu Einstreu und Platzangebot vorteilhaft auf die Klauen- und Gliedmaßengesundheit aus. Nur wenige Studien berücksichtigen bisher neben der Tiergesundheit weitere Dimensionen des Tierwohls, d.h. Tierverhalten und emotionales Befinden. Die vorhandenen Studien deuten hier beim Tierverhalten und beim emotionalen Befinden Vorteile der ökologischen Tierhaltung an, z.B. aufgrund des größeren Platzangebots oder des vorgeschriebenen Zugangs zu Freiflächen bzw. Weidegangs.

Die Auswertung der Literatur ergab ferner, dass die Risiken im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung anders gelagert sind. So stellt z.B. das Gewähren von Auslauf und Weidegang ein höheres Risiko bzgl. Parasitenbelastung dar. In einigen Gesundheitsbereichen, in denen in beiden Haltungsformen ein vergleichbares Maß an Tiergesundheit erreicht wird, zeichnet sich die ökologische Tierhaltung durch einen zum Teil deutlich geringeren Tierarzneimitteleinsatz aus (z.B. Eutergesundheit bei Milchkühen).

Methodische Aspekte

Die im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten Ergebnisse stammen neben Untersuchungen auf Praxisbetrieben und Modellanalysen insbesondere aus Feldexperimenten. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu beachten, dass in Feldversuchen nicht immer die Bedingungen der landwirtschaftlichen Praxis abgebildet werden. Zum Teil werden in den Versuchen Anbau- und Tierhaltungssysteme, Fruchtfolgen oder auch Düngungsintensitäten untersucht, die nicht der Praxis des ökologischen bzw. konventionellen Landbaus entsprechen. Anhand der am Beispiel des N-Austrags vorgenommen Gütebewertung der Paarvergleiche zeigte sich, dass Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz bei Systemvergleichsstudien nicht immer gegeben sind. Eine Vergleichbarkeit liegt dann vor, wenn z.B. die Fruchtfolgegestaltung der jeweiligen Praxis entspricht. Sichere Systemaussagen zum N-Austrag können nur dann getroffen werden, wenn auch das ganze System abgebildet wird. Deshalb sollte bei Systemvergleichen bei Teilindikatoren mit einer hohen

Dynamik wie dem Nitrataustrag mindestens ein vollständiger Fruchtfolgezyklus untersucht werden. Kurzzeitstudien über die Anbauperiode einer Fruchtart haben bei derartig dynamischen Parametern für einen Systemvergleich nur eine sehr begrenzte Aussagekraft. Folglich sind Ergebnisse meta-analytischer Betrachtungen insbesondere zum Nitrateintrag auf der Basis eines „all in"-Ansatzes (vgl. Seufert & Ramankutty 2017), das heißt bei einer undifferenzierten Einbeziehung sämtlich verfügbarer Einzelstudien, eher kritisch zu beurteilen. Ferner ist zu berücksichtigen, dass Anbau- und Tierhaltungssysteme beispielsweise aufgrund veränderter Marktbedingungen und technologischer Entwicklungen in der Praxis angepasst und weiterentwickelt werden. Diese betrieblichen Änderungen können in „statischen" Dauerversuchen mit gleichbleibender Bewirtschaftung nicht abgebildet werden. Insbesondere bei statistischen Metaanalysen gilt es, diese Aspekte bei der Auswahl der Einzelstudien und der Interpretation der Ergebnisse zu beachten.

Zwischenfazit

Die qualitative Analyse der Produktionsvorschriften und die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zeigt – wie in Tabelle 11.1 zusammenfassend dargestellt – Vorteile des ökologischen Landbaus gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung im Bereich des Umwelt- und Ressourcenschutzes. Beim Tierwohl konnte hingegen eine höhere Leistung auf ökologischen Betrieben nicht eindeutig festgestellt werden. Die rechtlichen Vorschriften lassen jedoch Vorteile für die ökologische Tierhaltung insbesondere bei Tierverhalten und emotionalem Befinden vermuten.

Die beschriebenen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung basieren auf den in den Studien gewählten Bezugsgrößen. Abgesehen von den Indikatoren N-Austrag, CH_4-Emissionen aus der Milchviehhaltung, THG-Gesamtemissionen sowie der Stickstoff- und Energieeffizienz wurden die Umweltwirkungen in den herangezogenen Untersuchungen ausschließlich auf die Fläche bezogen. Beim Tierwohl erfolgte die Bewertung anhand einzelner Tiere oder der Herde. Aus einer fachlichen Perspektive ist dieser Bezug aufgrund des originären Zusammenhangs naheliegend. So entsteht beispielsweise der Bodenabtrag auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; auch der Lebensraum von Flora und Fauna bezieht sich auf eine räumlich abgegrenzte Fläche. Studien, die im Leistungsbereich Wasserschutz den Stickstoffaustrag je Ertrag untersucht haben, basierten auf LCA-Modellen. Wenn die Bewertung der Umweltverträglichkeit eines Produktes im Mittelpunkt der Betrachtung steht, ist der Ertragsbezug evident. Gleiches trifft auch auf die Stickstoff- und Energieeffizienz zu, bei der das Verhältnis von Input und Output untersucht wird.

Tabelle 11.1 Bewertung der Leistungen der ökologischen Landwirtschaft im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz sowie Tierwohl auf der Basis der herangezogenen Studien und der Auswertung der Produktionsvorschriften im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

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_2O-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	■					
Tierwohl [d]	Milchkühe	Tiergesundheit	Herde	46	286		■				
		Tierverhalten	Herde	3	10				■		
		Emotionen	Herde	1	3				■		
	Schweine	Tiergesundheit	Herde	8	51		■				
		Tierverhalten	Herde	2	2				■		
		Emotionen	Herde	-	-				■		
	Geflügel	Tiergesundheit	Herde	6	28		■				
		Tierverhalten	Herde	2	4				■		
		Emotionen	Herde	3	5				■		

■ Ökolandbau erbringt eindeutig höhere Leistungen
■ Ökolandbau erbringt eindeutig vergleichbare Leistungen
■ Ökolandbau erbringt eindeutig niedrigere Leistungen
■ Ökolandbau erbringt erwartbar höhere Leistungen
■ Ökolandbau erbringt erwartbar vergleichbare Leistungen
■ Ökolandbau erbringt erwartbar niedrigere Leistungen

Quelle: Eigene Darstellung

Anmerkung zur Bewertung der Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz sowie Tierwohl in Tabelle 11.1

Die Leistung der ökologischen gegenüber der konventionellen Wirtschaftsweise wurde als eindeutig höher eingestuft (= empirisch gut abgesichert), wenn (a) mindestens zwanzig Paarvergleiche vorhanden waren, (b) bei mindestens 60 % der untersuchten Vergleichspaare die ökologische Variante - unter Berücksichtigung der festgelegten Klassifikationskriterien (siehe Kapitel 2.2) und damit im Mittel (Median) - bessere Werte als die konventionelle Variante erzielte oder wenn die Differenz zwischen der ökologischen und konventionellen Variante mindestens 25 Prozentpunkte zugunsten der ökologischen Variante betrug.

Analog hierzu wurde von einer eindeutig niedrigeren Leistung ausgegangen, wenn (a) mindestens zwanzig Paarvergleiche vorhanden waren, (b) bei mindestens 60 % der Vergleichspaare die ökologische Variante schlechtere Werte erzielte oder wenn die Differenz zwischen der ökologischen und konventionellen Variante mindestens 25 Prozentpunkte zugunsten der konventionellen Variante betrug.

Die Leistungen des ökologischen Landbaus wurden als eindeutig vergleichbar eingestuft, wenn (a) mehr als 20 Vergleichspaare vorhanden waren und (b) die Leistung weder als eindeutig niedriger noch als eindeutig höher bewertet wurde.

Bei einer quantitativ empirisch unzureichenden Datenlage, d.h. bei weniger als 20 Vergleichspaaren, erfolgte die Bewertung anhand einer qualitativen Auswertung verfügbarer Daten sowie weiterer Ergebnisse der Literaturauswertung einschließlich der Analyse der Produktionsvorschriften des ökologischen Landbaus. In diesen Fällen wurde die Leistung entweder als erwartbar höher, erwartbar niedriger oder erwartbar vergleichbar eingestuft.

[a]) Abweichend von den Beurteilungskriterien wird für den Indikator Phosphor in Bezug auf den Wasserschutz trotz Vorliegen einer größeren Anzahl an VGP (n = 63), in Bezug auf Fläche (n = 44) und mit Ertragsbezug (n= 19) ausschließlich eine qualitative Bewertung vorgenommen. Gründe dafür sind folgende: (a) Die in den Vergleichsstudien verwandten Teilindikatoren sind nur bedingt geeignet, die tatsächliche P-Belastung der Gewässer zu beschreiben; (b) zum mutmaßlich bedeutendsten P-Eintragspfad Erosion liegen keine vergleichenden Untersuchungen vor sowie (c) die P-Austräge belaufen sich mit unter 1 kg/ha auf sehr niedrigem Niveau. 19 VGP mit Ertragsbezug wurden aufgrund der unterschiedlichen Untersuchungsmethoden und des Einbezugs unterschiedlicher Produktgruppen nicht weiter ausgewertet. Die Bewertungen wurden somit vorrangig auf der Basis der rechtlichen Vorgaben und Literaturanalysen vorgenommen.

[b]) Abweichend von den oben beschriebenen Bewertungskriterien wurde die Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich Biodiversität für den Indikator Flora/ Abundanz als eindeutig höher eingestuft, da bei allen 19 Vergleichspaaren die ökologische Variante bessere Werte als die konventionelle Variante erzielte.

[c]) Abweichend von den oben beschriebenen Bewertungskriterien wurde die Leistung des ökologischen Landbaus im Bereich Klimaanpassung für den Indikator Bodenabtrag eindeutig höher eingestuft, da im Median aller Vergleichspaare beim ökologischen Landbau ein um 26 % niedrigerer Bodenabtrag gefunden wurde (Kap. 7.3.7).

[d]) Aufgrund der mangelnden Anzahl von Studien wurden Aufzuchtkälber, Mastrinder und kleine Wiederkäuer hier nicht berücksichtigt.

Erklärungsansätze für die beschriebenen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise

Die eingangs beschriebenen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Produktion lassen sich in erster Linie durch den im ökologischen Landbau verfolgten Systemansatz erklären. Dieser zeichnet sich durch eine gezielte Verknüpfung einzelner landwirtschaftlicher Systemkomponenten, einer infolgedessen höheren Interdependenz einzelner Produktionsverfahren sowie der Ausnutzung von synergistischen Wirkungen aus. Für den Erfolg des ökologischen Landbaus und die Erzielung positiver Umweltwirkungen ist die Umsetzung dieses Systemansatzes von entscheidender Bedeutung. Anhand von vier Beispielen sollen diese Zusammenhänge nachfolgend veranschaulicht werden:

(1) Das Stickstoffniveau im ökologischen Landbau ist limitiert. Insofern ist Stickstoff ein knappes, nur begrenzt zur Verfügung stehendes Gut. Für ökologisch wirtschaftende Betriebe ist es bei limitierter N-Zufuhr daher wichtig, die Stickstoffverluste im betrieblichen Stoffkreislauf zu minimieren. Aufgrund des geringen N-Einsatzes werden Stickstoffsalden deutlich reduziert und das Risiko umweltrelevanter N-Verluste (z.B. Nitratausträge) deutlich vermindert. Das niedrige N-Düngungsniveau gibt aber auch seltenen und konkurrenzschwachen Ackerwildkräutern die Chance sich zu entwickeln und nicht durch die Kulturpflanze verdrängt zu werden. Die Blüte dieser Ackerwildkräuter wiederum lockt Nutzinsekten in den Bestand, die als Adulte (Marienkäfer) oder im Larvenstadium (Marienkäfer, Florfliegen, Schwebfliegen, Schlupfwespen) beispielsweise Blattläuse im Bestand regulieren.

(2) Das Grundfutter wird im ökologischen Landbau überwiegend auf dem Betrieb selbst erzeugt. Auch um Stickstoff in das System zu bekommen, wird deshalb i.d.R. ein mehrjähriger, zumindest ein überjähriger Futterbau mit Leguminosen-Grasgemengen betrieben. Die Leguminosen-Grasgemenge haben eine vielfältig positive Wirkung auf das gesamte Agrarökosystem. Bei den Leistungen für Umwelt und Gesellschaft nehmen mehrjährige Leguminosen eine Schlüsselrolle ein. Sie sind beteiligt am Humusaufbau und am Nährstoffaufschluss, verhindern Erosion, halten Wildkräuter unterhalb ackerbaulich akzeptablen Schwellen, fördern das Bodenleben u.v.a.m. Nicht zuletzt stellen die Leguminosen-Grasgemenge ganzjährige Habitate und eine wichtige Nahrungsgrundlage u.a. für Insekten, Feldhasen sowie Feld- und Greifvögel dar.

(3) Der ökologische Landbau verzichtet bewusst auf den Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln. In Bezug auf die Gesunderhaltung der Bestände wird auf eine weitgehende Selbstregulation gesetzt - durch möglichst vielfältige Fruchtfolgen mit Leguminosen-Grasgemengen und einer verhaltenen Düngung, die bereits schon über die Restriktionen in der Tierhaltung, im Futterbau und beim Zukauf von Dünge- und Futtermitteln vorgegeben sind. Dies hat weitreichende positive Wirkungen auf die Biodiversität im System, die wiederum die Selbstregulation fördert.

(4) Die ökologische Tierhaltung verfolgt das Ziel einer tiergerechten und umweltverträglichen Erzeugung qualitativ hochwertiger Produkte in einem möglichst geschlossenen System. Am

Beispiel des vorgeschriebenen Zugangs zu Weideland zeigen sich beispielsweise bei Milchkühen Vorteile hinsichtlich der Gewährleistung des arteigenen Verhaltens, der Nutzung vorzugsweise hofeigener Futtermittel, wie auch hinsichtlich positiver Effekte auf die Milchqualität sowie einer hohen Produktqualität ökologischer Milchprodukte. Durch die Nutzung des Grünlandes durch Weidegang wird dessen Erhalt als bedeutender C-Speicher abgesichert. Der zusätzlich systembedingt notwendige Anbau von Feldfutterleguminosen trägt zur Akkumulation von Humus im Boden bei.

Der Systemansatz des ökologischen Landbaus impliziert ferner eine stärkere Berücksichtigung von Systemgrenzen. Da externe Systeminputs beschränkt sind (beispielsweise durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel oder Minimierung des Einsatzes von Tierarzneimitteln) ergibt sich dadurch typischerweise eine niedrigere Produktionsintensität, wodurch wie oben beschrieben negative Auswirkungen auf die Umwelt vermindert werden.

Bewertung der unterschiedlichen Umweltwirkungen aus einer gesellschaftlichen Perspektive

Die niedrigere Bewirtschaftungsintensität hat allerdings auch zur Folge, dass die Erträge im ökologischen Landbau in der Regel ebenfalls niedriger sind. Im Ackerbau liegt das durchschnittliche Ertragsniveau in Mittel- und Westeuropa je nach Standort, Fruchtart und Bewirtschaftungssystem von 9 bis zu 40 % unter dem der konventionellen Landwirtschaft (Ponti et al., 2012; Seufert & Ramankutty, 2012; Ponisio et al., 2015). Die Frage der Ertragshöhe hat im Kontext der vorliegenden Arbeit insofern eine große Relevanz, als dass sich die gesellschaftliche Erwartung an die Landwirtschaft nicht auf den Schutz der Umwelt oder der Ressourcen beschränkt, sondern auch ihre Nutzung mit einbezieht. Diese unterschiedlichen Ansprüche stellen einen grundsätzlichen Zielkonflikt dar. Eine Ausweitung extensiver Produktionsverfahren hätte zwar eine verminderte Umweltbelastung vor Ort zur Folge, gleichzeitig kann es aber unter den gegebenen Rahmenbedingungen zu Verlagerungseffekten kommen, d.h. dass in anderen Regionen die Umweltbelastungen zunehmen und die Nettowirkung möglicherweise negativ ist. Allerdings ist auch davon auszugehen, dass ohne eine Anpassung der Produktionsintensität – die häufig im Hinblick auf die wachsende Weltbevölkerung und der angestrebten Sicherung des bisherigen Niveaus der Lebensmittelproduktion als notwendig erachtet wird – die drängenden umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen nicht gelöst werden können. Bei der Bewertung der Umweltwirkungen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise und der damit verbundenen gesellschaftlichen Leistung gilt es, diesen Zielkonflikt zu berücksichtigen. Eine pauschale Festlegung der Bezugseinheit (d.h. Fläche oder Ertrag) wird der Komplexität des Zielkonflikts nicht gerecht.[41] Vielmehr bedarf es einer differenzierten Abwägung, in welchem Zusammenhang und in welcher Weise der Ressourcennutzung oder dem Ressourcenschutz eine höhere Priorität beizumessen ist und damit, welche Bezugseinheit für die Bewertung gesellschaftlicher Leistungen jeweils heranzuziehen ist.

[41] Einige Autoren plädieren beispielsweise dafür, bei der Bewertung grundsätzlich den Ertrag zu berücksichtigen (Kirchmannet al., 2007; Noleppa, 2016; Meemken & Qaim, 2018).

Von den sieben Leistungsbereichen, die im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurden, ergeben sich bei den drei Bereichen Bodenfruchtbarkeit, Ressourceneffizienz und Tierwohl die heranzuziehenden Bezugseinheiten durch die Leistungsbereiche selbst. Mit der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und damit der Sicherung des Produktionspotenzials ist per se kein Zielkonflikt zwischen Schutz und Nutzung landwirtschaftlicher Böden verbunden. Darüber hinaus bezieht sich die Bodenfruchtbarkeit definitorisch auf die Fläche, weshalb diese als Bezugseinheit herangezogen werden sollte, um entsprechende Leistungen zu bewerten. In gleicher Weise ergibt sich auch bei der Ressourceneffizienz die Auswahl der Bezugseinheit aus dem Sachzusammenhang. Da es bei der Effizienz um das Verhältnis von Input zu Output geht, ist der Ertragsbezug für diesen Leistungsbereich immanent. Geht man ferner von der Unteilbarkeit des Tierwohls aus, dann impliziert dies, dass für die Bewertung von Tierwohlleistungen entweder das einzelne Nutztier oder die Herde als Bezugseinheit zu verwenden ist.

Bei den anderen vier Leistungsbereichen ist die aus gesellschaftlicher Sicht heranzuziehende Bezugseinheit jedoch nicht immanent. Vielmehr bedarf es hierfür einer weiteren Kontextualisierung der Umweltleistung. Bezugnehmend auf die Erkenntnisse der wissenschaftlichen Nachhaltigkeitsbewertung (siehe z.B. Dusseldorp 2016) bieten sich hierfür folgende Kriterien an: (a) der räumliche Bezug des Lösungsansatzes zur Verminderung der Umweltbelastung, (b) die regionale Ausprägung der Umweltbelastung (bzw. Knappheit einzelner Umweltgüter) sowie (c) die Gefahr und das Ausmaß von Verlagerungseffekten. Nachfolgend werden die genannten Kriterien näher erläutert und für die Bewertung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich des Umwelt- und Ressourcenschutzes herangezogen.

Räumlicher Bezug des Lösungsansatzes zur Verminderung der Umweltbelastung

Die durch die Landwirtschaft verursachten Umweltprobleme sind jeweils durch einen spezifischen räumlichen Kontext gekennzeichnet und erfordern deshalb unterschiedliche räumliche Lösungsansätze. Um diese festzulegen, bedarf es zunächst einer Klärung, worin genau das Umweltproblem besteht. Beim Wasserschutz geht es darum, die Belastung der Gewässer durch problematische Stoffgruppen zu minimieren, um dadurch die öffentlichen Kosten der Trinkwasseraufbereitung zu reduzieren. Wenn in einer Region beispielsweise die Stickstoffbelastung der Gewässer zu hoch ist, wird dieses Problem nur durch eine veränderte Managementpraxis (z.B. Düngeintensität) in der betreffenden Region bzw. im jeweiligen Trinkwassereinzugsgebiet zu erreichen sein. Zur Problemlösung kommt folglich nur ein regionaler Lösungsansatz in Frage. Erhöhte Gewässerbelastungen können nicht durch höhere Erträge ausgeglichen werden. In gleicher Weise kann der Verlust bedrohter Tier- und Pflanzenarten nur gestoppt werden, wenn die habitatspezifischen Lebensbedingungen - auch innerhalb der Anbaukulturen - verbessert werden. Diese werden in der Regel standörtlich oder auf Landschaftsebene determiniert. Um die negativen Folgen von Extremwetterereignissen zu reduzieren, kommt es ebenfalls auf dezentrale Lösungen an, die dazu beitragen, in den betroffenen Regionen den Oberflächenabfluss beispielsweise durch eine hohe Aggregatstabilität oder Infiltrationsfähigkeit der Böden zu vermindern. Der Beitrag der Landwirtschaft zum Wasser-, Erosions- und Hochwasserschutz sowie zur Erhaltung der Biodiversität ist somit als ein lokal bereitzustellendes, öffentliches Gut anzusehen (Stig-

litz 1977; Perrings 2005). Je nach der Knappheit eines öffentlichen (Umwelt-)Gutes ist es naheliegend, seiner lokalen oder regionalen Bereitstellung eine höhere Priorität beizumessen als der Erreichung eines bestimmten Ertragsniveaus. In diesem Fall ist es folglich angemessen, die Umweltwirkungen der Landwirtschaft bzw. des ökologischen Landbaus je Flächeneinheit und nicht je Ertragseinheit auszuweisen. Anders ist der räumliche Problemzusammenhang beim Klimaschutz, der darauf abzielt, die negativen Folgen der globalen Erderwärmung zu vermindern. Da Klimagase sich ubiquitär verbreiten, ist es für die Problemlösung zunächst zweitrangig, wo auf der Welt sie entstehen bzw. eingespart werden können. Bei der Reduktion der THG-Emissionen handelt es sich folglich um ein globales öffentliches Gut (Kaul et al. 1999; Grasso 2004), welches einen globalen Lösungsansatz erfordert. Im Hinblick auf den beschriebenen Zielkonflikt geht es in diesem Fall folglich darum, eine bestimmte Menge an Lebensmitteln mit möglichst wenig Treibhausgasen zu erzeugen, weshalb der Ertragsbezug für die Bewertung der Klimaleistung naheliegend ist.

Regionale Ausprägung der Umweltbelastung

Ein zweiter Aspekt, der bei der Begründung der Bezugseinheit herangezogen werden kann, ist die jeweils regionale Ausprägung der Umweltbelastung. Wenn es gilt den Schutz- und Nutzungsbedarf zu priorisieren, sollte insbesondere in Regionen mit gravierenden Umweltproblemen dem Umweltschutz eine höhere Priorität beigemessen werden. Diese Schlussfolgerung ist insofern trivial, als dass es bereits heute entsprechende Schutzkulissen gibt, in denen die Landwirtschaft höhere Umweltauflagen erfüllen muss (z.B. reduzierte Düngeintensität). Um den Schutz, die Ausbreitung und Wiederbesiedlung von wildlebenden Arten zu ermöglichen, wurden in der EU beispielsweise im Rahmen der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) entsprechende Schutzkulissen festgelegt. Weitere Schutzkulissen gehen auf die europäische Wasserrahmenrichtline (WRRL-Richtlinie) zurück, die zum Schutz der Gewässerqualität und zum Hochwasserschutz beiträgt. Im Hinblick auf die Bewertung der Umweltleistung bietet sich in diesen Gebietskulissen bzw. Regionen die Fläche als Bezugseinheit an. Beim Klimaschutz ist aufgrund des globalen Problemkontextes eine regionale Eingrenzung schwierig. Denkbar wäre sie allerdings bei besonders kohlenstoffhaltigen Böden (z.B. Moore), deren Erhaltung als eine gesellschaftliche Leistung verstanden werden kann, die auf die Fläche zu beziehen ist.

Gefahr und Ausmaß von Verlagerungseffekten

Ferner sind bei der Bewertung der Zielkonflikte und der Begründung der Bezugseinheit mögliche Verlagerungseffekte zu beachten. Wenn die Erbringung einer Umweltleistung in einer Region eine Verschlechterung der Umweltsituation in einer anderen Region nach sich zieht, können sich die beiden Effekte jeweils neutralisieren bzw. kann unter Umständen gar in Summe eine negative Wirkung entstehen. Bei global öffentlichen Gütern, wie der Einsparung von Treibhausgasemissionen, ergäbe sich daraus kein oder gar ein negativer Beitrag zur Reduktion der Erderwärmung, und die erzielte Einsparung wäre in diesem Fall nicht als eine gesellschaftliche Leistung anzusehen. Bei lokal öffentlichen Gütern, wie dem Erhalt der Biodiversität, stellt sich die Frage, ob infolge von Verlagerungseffekten die Produktionsintensität in anderen Regionen mit einer nachteiligen Wirkung beispielsweise für die dortige Biodiversität verbunden wäre. In diesem Fall bedürfte es the-

oretisch einer normativen Abwägung, welcher Biodiversitätswirkung eine höhere Priorität beizumessen ist.

Bei diesen Überlegungen ist allerdings zu berücksichtigen, dass Verlagerungseffekte in der Regel nicht unmittelbar zu beobachten sind. Weitere wichtige Aspekte, wie veränderte Ernährungsgewohnheiten (z.B. Fleischkonsum), technologische Entwicklungen, Bemühungen zur Reduktion von Ernte- und Lebensmittelverlusten oder die Aufgabe oder der Verlust von landwirtschaftlich genutzten Flächen führen ferner dazu, dass eine Extensivierung der Produktion nicht zwangsläufig bzw. in gleichem Umfang zu einer Intensivierung an anderer Stelle führen muss. Im Hinblick auf den ökologischen Landbau ist in diesem Zusammenhang zu fragen, bis zu welchem Umfang und unter welchen Rahmenbedingungen die ökologisch bewirtschaftete Fläche zunehmen könnte, ohne dass es zu nennenswerten Verlagerungseffekten kommt. Nach Skinner et al. (2014) könnten beispielsweise N_2O-bezogene Verlagerungseffekte vermieden werden, wenn die Ertragsdifferenz zwischen der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise weniger als 17 % betragen würde. Modellanalysen von Muller et al. (2017) weisen darauf hin, dass unter der Annahme eines reduzierten Fleischkonsums und verminderter Lebensmittelabfälle eine deutliche Ausweitung des ökologischen Landbaus nicht notwendigerweise negative Verlagerungseffekte mit sich bringen muss. Daraus ist zu schließen, dass die Gefahr und das Ausmaß von Verlagerungseffekten bei der Bewertung von Umweltleistungen grundsätzlich zu berücksichtigen sind, diese aber nicht per se einen Ertragsbezug begründen.

Die hier angestellten Überlegungen verdeutlichen, dass bei der Beurteilung von landwirtschaftlichen Umwelt- und Tierwohlleistungen auch der Zielkonflikt zwischen dem Schutz und der Nutzung natürlicher Ressourcen mit zu berücksichtigen ist. In der Regel erfordert dies eine differenzierte Beurteilung. Für die Bereitstellung lokaler öffentlicher Güter – insbesondere in Regionen mit gravierenden Umweltproblemen – ist es aus einer gesellschaftlichen Perspektive folglich naheliegend, die Fläche als Bezugseinheit heranzuziehen. Im Gegensatz dazu bietet sich für die Beurteilung global bereitzustellender öffentlicher Güter in erster Linie der Ertragsbezug an. Dabei sind jeweils mögliche Verlagerungseffekte zu beachten. Unabhängig davon ist zu berücksichtigen, dass eine ökologische Bewirtschaftung verschiedene Umweltbelastungen gleichzeitig reduzieren kann und folglich auch die aggregierte Wirkung bei der Bewertung des ökologischen Landbaus eine wichtige Rolle spielen sollte. Es ist deshalb zu schlussfolgern, dass der ökologische Landbau einen relevanten Beitrag zur Lösung der umwelt- und ressourcenpolitischen Herausforderungen dieser Zeit leisten kann.

Ausblick

Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen die Komplexität, die mit der Bewertung der gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus verbunden ist. Eine einfache Antwort auf die Frage, wie gut die ökologische Wirtschaftsweise für die Umwelt und das Tierwohl ist, bietet sich aus wissenschaftlicher Sicht deshalb nicht an. Unabhängig davon unterstreicht die vorliegende Arbeit, dass der ökologische Landbau zu Recht als eine besonders umweltgerechte und ressour-

censchonende Form der Landbewirtschaftung gilt und als eine Schlüsseltechnologie auf dem Weg zu mehr Nachhaltigkeit politisch unterstützt wird.

Die im Rahmen der Literaturauswertung identifizierten Unterschiede innerhalb des ökologischen Landbaus verdeutlichen ferner, dass auch die Bio-Branche ihre Umwelt- und Tierwohlleistungen weiter steigern kann. Durch die Entwicklung und Erprobung von neuen Managementkonzepten kann die Forschung hierzu einen relevanten Beitrag leisten. Gefragt sind dabei Ansätze, die zu einer höheren Leistungsfähigkeit des landwirtschaftlichen Gesamtsystems beitragen wie beispielsweise zu einer Verbesserung des Nährstoff- und Energieeinsatzes unter Berücksichtigung einer Optimierung der Ertragsfähigkeit und Verringerung der Treibhausgasemissionen. Aufgabe der Politik wird es sein, durch die Erarbeitung und Umsetzung eines geeigneten, alternativen Honorierungssystems gezielt Anreize für das Anbieten gesellschaftlich erwünschter Leistungen zu setzen. Bei der Ausgestaltung eines solchen Systems sollte es einerseits darum gehen, die Prämienhöhe an der gesellschaftlichen Bedeutung des jeweiligen Schutzgutes und den Beitrag zur Verminderung des Umweltschadens auszurichten. Andererseits ist es wichtig, dass dabei die mit der Honorierung verbundenen Transaktionskosten und die Justiziabilität des Ansatzes berücksichtigt werden. Ferner wäre zu prüfen, ob die rechtlichen, bisher ausschließlich handlungsorientierten Anforderungen der ökologischen Produktion durch mehr ergebnisorientierte Konzepte ergänzt werden könnten, wie dies beispielsweise für die Tierhaltung durch die Einführung von tierbezogenen Indikatoren gegenwärtig diskutiert bzw. bereits von einigen Anbauverbänden umgesetzt wird. Im Rahmen geeigneter Beratungs- und Kommunikationsstrategien wird es ferner darum gehen, den Akteuren das notwendige Wissen zu vermitteln und gemeinsam mit ihnen praxisgerechte Handlungsoptionen zu entwickeln. Entsprechende Anstrengungen auf Seiten der Forschung, Politik, Beratung und Praxis können dazu beitragen, dass der ökologische Landbau sein Nachhaltigkeitsprofil weiter schärft und die Produktion noch gezielter auch auf die Erbringung gesellschaftlich erwünschter Leistungen ausgerichtet werden kann.

Literaturverzeichnis

Kapitel 1 - Einführung

BMUB (2015) Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie der biologischen Vielfalt. Berlin

BMUB (2016) Klimaschutzplan 2050: Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung, 1. Aufl. Berlin, 92 S

Bundesregierung (2018) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie: Aktualisierung 2018. Berlin, 62 S

Cooper T, Hart K, Baldock D (2009) The Provision of Public Goods Through Agriculture in the European Union. London, 396 p

Eurostat (2018) Organic crop area by agricultural production methods and crops (from 2012 onwards), http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=org_cropar&lang=en

FiBL (2018) DOK-Versuch: Weltweit bedeutendster Langzeit-Feldversuch zum Vergleich biologischer und konventioneller Anbausysteme. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), zu finden in <https://www.fibl.org/index.php?id=2018>

Gomiero T (2018) Food quality assessment in organic vs. conventional agricultural produce: Findings and issues. Applied Soil Ecology 123:714-728. doi: 10.1016/j.apsoil.2017.10.014

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. Organic Agriculture 7(3):243-266. doi: 10.1007/s13165-017-0193-7

Kirchmann H, Kätterer T, Bergström L, Börjesson G, Bolinder MA (2016) Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. Field Crops Research 186:99-106. doi: 10.1016/j.fcr.2015.11.006

Lindenthal T, Heß J (1994) Über das Problem der Vergleichsversuche und -untersuchungen zwischen konventionellem und biologischen Landbau - eine kritische Betrachtung. Die Bodenkultur 45(3):285-293

Lori M, Symnaczik S, Mäder P, de Deyn G, Gattinger A (2017) Organic farming enhances soil microbial abundance and activity - A meta-analysis and meta-regression. PLOS ONE 12(7):e0180442. doi: 10.1371/journal.pone.0180442

Meemken E-M, Qaim M (2018) Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. Annual Review of Resource Economics 10(1). doi: 10.1146/annurev-resource-100517-023252

Mondelaers K, Aertsens J, van Huylenbroek G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal 111(10):1098-1119

Niggli U, Schmid O, Stolze M, Sanders J, Schader C, Fließbach A, Mäder P, Klocke P, Wyss G, Balmer O, Pfiffner L, Wyss E (2009) Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft, Fakten & Hintergründe, 35 S

Plankl R, Weingarten P, Nieberg H, Zimmer Y, Krug J, Haxsen G (2010) Quantifizierung "gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen" der Landwirtschaft. Agriculture and Forestry Research 60(3):173-192

Ponisio LC, M'Gonigle LK, Mace KC, Palomino J, de Valpine P, Kremen C (2015) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. Proc Biol Sci 282(1799):20141396

de Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108:1-9. doi: 10.1016/j.agsy.2011.12.004

Pretty JN, Ball AS, Lang T, Morison JIL (2005) Farm costs and food miles: An assessment of the full cost of the UK weekly food basket. Food Policy 30(1):1-19. doi: 10.1016/j.foodpol.2005.02.001

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson A, Chapin FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. Nature 461(7263):472-475. doi: 10.1038/461472a

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485(7397):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):1-14

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) The environmental impacts of organic farming in Europe. Stuttgart-Hohenheim: Inst. für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Organic farming in Europe economics and policy 6

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? - Meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112:309-320. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018

van Wagenberg CPA, de Haas Y, Hogeveen H, van Krimpen MM, Meuwissen MPM, van Middelaar CE, Rodenburg TB (2017) Animal Board Invited Review: Comparing conventional and organic livestock production systems on different aspects of sustainability. Animal 11:10:1839-1851

WBA (2015) Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung: Gutachten. Berlin, 425 S

Kapitel 2 - Methodische Vorgehensweise

Filipinski M, Loges R, Eckhard C (2009) Nährstoffausträge bei ökologisch und konventionell bewirtschafteten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) Böden - eine endliche Ressource, September 2009, Bonn

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 U S A 109(44):18226-18231. doi: 10.1073/pnas.1209429109

Köppen W, Geiger R (1954) Klima der Erde. Gotha: Klett-Perthes, 1 S

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. metz 15(3):259-263. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130

Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences 11(5):1633-1644. doi: 10.5194/hess-11-1633-2007

Rohatgi A (2017) WebPlotDigitizer - Extract data from plots, images, and maps, Version 3.8, zu finden in <https://automeris.io/WebPlotDigitizer/> [zitiert am 25.10.2018]

Rohmann U, Sontheimer H (1985) Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. Karlsruhe: DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Inst. d. Univ. Karlsruhe (TH), 468 S

Scheffer F, Schachtschabel P, Blume H-P, Brümmer GW, Horn R, Kandeler E, Kögel-Knabner I, Kretzschmar R, Stahr K, Thiele-Bruhn S, Welp G, Wilke B-M (2010) Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag

Schultz J (2016) Die Ökozonen der Erde, 5., vollständig überarbeitete Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1332 S UTB Geowissenschaften, Ökologie, Agrarwissenschaften 1514

Seeger J, Meißner R, Rupp H, Schonert P (1997) Reduzierung der Stoffausträge durch ökologischen Landbau? 7. Gumpensteiner Lysimetertagung "Lysimeter und nachhaltige Landnutzung", BAL Gumpenstein, 07.-09.04.1997, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft, Irdning, S 95 - 99

Syväsalo E, Regina K, Turtola E, Lemola R, Esala M (2006) Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland. Agriculture, Ecosystems & Environment 113(1-4):342-348. doi: 10.1016/j.agee.2005.10.013

Viechtbauer W (2010) Metafor Package für R. http://www.metafor-project.org

Kapitel 3 - Wasser

Anglade J, Billen G, Gamier J, Makridis T, Puech T, Tittel C (2015) Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. Agricultural Systems 139:82-92. doi: 10.1016/j.agsy.2015.06.006

Arle J, Blondzik K, Claussen U, Duffek A, Grimm S, Hilliges F, Kirschbaum B, Kirst I, Koch D, Koschorreck J, Lepom P, Leujak W, Mohaupt V, Naumann S, Pirntke U, Rechenberg J, Schilling P, Ullrich A, Wellmitz J, Werner S, Wolter R (2017) Gewässer in Deutschland: -Zustand und Bewertung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Armstrong-Brown S (1993) Organic farming and water pollution. Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management (7):586-591

Aronsson H, Torstensson G, Bergström L (2007) Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil. Soil Use and Management 23:71-81

Aufhammer W, A Fiegenbaum und E Kübler (1995): Nutzung und Sicherung von Nitratstickstoff im Boden nach Ackerbohnen durch Untersaat. Die Bodenkultur Vol. 46, 25-37

Baeckström GL, Hanell U, Svensson G (2006) Nitrogen Use Efficiency in an 11-Year Study of Conventional and Organic Wheat Cultivation. Communications in Soil Science and Plant Analysis 37(3-4):417-449

Barral MP, Benayas RJM, Meli P, Maceira NO (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 202:223-231. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.009

Basset-Mens C, van der Werf HMG (2005) Scenario-based environmental assessment of farming systems: The case of pig production in France. Agriculture, Ecosystems & Environment 105(1-2):127-144. doi: 10.1016/j.agee.2004.05.007

Beketov, MA; Kefford, B J; Schäfer, R B.; Liess, M (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 110 (27):11039–11043

Benoit M, Garnier J, Anglade J, Billen G (2014) Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). Nutrient Cycling in Agroecosystems 100:285-299

Benoit M, Garnier J, Beaudoin N, Billen G (2016) A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance. Agricultural Systems 148:105-113

Benoit M, Garnier J, Billen G, Tournebize J, Grehan E, Mary B (2015) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). Agriculture, Ecosystems and Environment 213:131-141

Berg M (2007) Nitrataustrag bei unterschiedlicher Bodennutzung - Organischer, integrierter und konventioneller Landbau im Vergleich. Dissertation, Institut für Organischen Landbau, Schriftenreihe 29, 1. Auflage. Berlin: Verlag Köster, 119 p

Bergström L, Kirchmann H, Aronsson H, Torstensson G, Mattsson L (2008) Use Efficiency and Leaching of Nutrients in Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. Organic Crop Production – Ambitions and Limitations. in: Organic Crop Production – Ambitions and Limitations, Kirchmann L, Bergström L (eds.), 2008, S. 143-159, Springer, Dordrecht, The Netherlands

Biernat L, Loges R, Taube F (2015) Ausgewählte Parameter der Ökoeffizienz im ökologischen und konventionellen Marktfruchtbau Schleswig-Holsteins. Eberswalde. 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau

Biokreis Verband für Ökologischen Landbau und gesunde Ernährung e. V. (2016) Biokreis Richtlinien Erzeugung Stand März 2016

Bioland (2016) Bioland Richtlinien Fassung vom 22. November 2016

Biopark e.V. (Hrsg.) (2012) Biopark Erzeugerrichtlinien Stand April 2012

Biro B, Varga G, Hartl W, Nemeth T (2005) Soil quality and nitrate percolation as affected by the horticultural and arable field conditions of organic and conventional agriculture. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science 55(2):111-119

BMUB & BMEL (2017) Nitratbericht 2016 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. zu finden in <http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/nitratbericht_2016_bf.pdf.>

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)

Brandhuber R, Hege U (1991) Nitratbelastung des Sickerwassers unter Acker- und Grünlandnutzung viehhaltender Betriebe. In: Zarges H (Hrsg.) Umweltaspekte der Tierproduktion 33. Darmstadt: VDLUFA, S 203-208

Brandt M, Farke A, Sundrum A, Weißmann F (2004) Ganzjährige Freilandhaltung von Mastschweinen als ein Fruchtfolgeglied im Ökologischen Landbau: Schlussbericht: Projekt 02OE449. zu finden in www.orgprints.org/5233

van Bruggen, A. H. C., M.M. He, K. Shin, V. Mai, K.C. Jeong, M.R. Finckh, J.G. Morris (2018) Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. Science of the Total Environment (616-617):255-268

Cambardella CA, Delate K, Jaynes DB (2015) Water Quality in Organic Systems. Sustainable Agriculture Research 4(3):60-69. doi: 10.5539/sar.v4n3p60

Carpenter SR, Bennett EM (2011) Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. Environ. Res. Lett. 6(1):14009. doi: 10.1088/1748-9326/6/1/014009

Cederberg C, Flyjö A (2004) Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. Research Report, zu finden in <http://ekolantbruk.se/pdf/79100.pdf>

Cederberg C, Mattsson B (2000) Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. Journal of Cleaner Production 8(1):49-60. doi: 10.1016/S0959-6526(99)00311-X

Christel Cederberg AF (2004) Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. SIK-rapport SR 728, ISBN 91-7290-237-X

Costa C, Garcia-Leston J, Costa S, Coelho P, Silva S, Pingarilho M, Valdiglesias V, Mattei F, Dall'Armi V, Bonassi S, Laffon B, Snawder J, Teixeira JP (2014) Is organic farming safer to farmers' health? A comparison between organic and traditional farming. Toxicology Letters 230(2):166-176. doi: 10.1016/j.toxlet.2014.02.011

de Boer IJM (2003) Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. Livestock Production Science 80(1-2):69-77. doi: 10.1016/S0301-6226(02)00322-6

De Neve S, Dieltjens I, Moreels E, Hofmann G (2003) Measured and Simulated Nitrate Leaching on an Organic and a Conventional Mixed Farm. Biological Agriculture & Horticulture 21(3):217-229

De Neve S, van den Bossche A, Sleutel S, Hofmann G (2006) Soil Nutrient Status of Organic Farms in Flanders: An Overview and a Comparison with the Conventional Situation. Biological Agriculture & Horticulture 24(3):217-235

Deerberg F, Heß J (2017a) Hennen brauchen deutlich mehr Grünfläche. Bioland(6):34-36

Deerberg F, Heß J (2017b) Herausforderung in der Nähe des Stalls – Bio-Hennenhalter müssen Umweltschutz und tiergerechte Haltung unter einen Hut bringen. Bioland(8):37

Dekker SEM, Boer IJM de, Vermeij I, Aarnink AJA, Koerkamp PWGG (2011) Ecological and economic evaluation of Dutch egg production systems. Livestock Science 139(1-2, SI):109-121. doi: 10.1016/j.livsci.2011.03.011

Demeter e.V. (Hrsg.) (2016) Demeter Richtlinien für die Zertifizierung „Demeter“ und „Biodynamisch“, Stand: Okt.2016

Dewes T, Ahrens E, Koch C (1993) Stickstoff-Eintrag und -Verbleib im Boden unter offenen und abgedeckten Mistmieten. Journal of Agronomy and Crop Science 170(2):73-83. doi: 10.1111/j.1439-037X.1993.tb01059.x

DLG (2016) DLG-Nachhaltigkeitsbericht 2016. DLG e.V., zu finden in <http://2015.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/Nachhaltigkeit/DLG_Nachhaltigkeitsbericht_2016.pdf>

Drinkwater LE, Wagoner P, Sarrantonio M (1998) Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396:262-265

Ecoland e.V. (2009) Richtlinien Erzeugung und Verarbeitung Stand 4b 2009

Einarsson R, Cederberg C, Kallus J (2017) Nitrogen flows on organic and conventional dairy farms: A comparison of three indicators. Nutrient Cycling in Agroecosystems 6(3):1. doi: 10.1007/s10705-017-9861-y

Eltun R (1995) Comparisons of Nitrogen Leaching in Ecological and Conventional Cropping Systems. Biological Agriculture & Horticulture 11(1-4):103-114

Emmerling C (2001) Bodenbiologische und-ökologische Aspekte nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung, Habilitationsschrift, Universität Trier.

Eriksen, J; Hermansen, J E; Strudsholm, K und Kristensen, K (2006): Potential loss of nutrients from different rearing strategies for fattening pigs on pasture. Soil Use & Management, 22 (3), 256-266. doi: 10.1111/j.1475-2743.2006.00035.x

European Commission (2017) A European one health action plan against antimicrobial resistance (AMR). https://ec.europa.eu/health/amr/sites/amr/files/amr_action_plan_2017_en.pdf (zuletzt abgerufen am 6.11.2018).

EU-Kommission (2016) Nitratbelastung in Gewässern: EU-Kommission verklagt Deutschland. zu finden in <https://ec.europa.eu/germany/news/nitratbelastung-gew%C3%A4ssern-eu-kommission-verklagt-deutschland_de>

Faßbender K (1998) Strategien zur Reduzierung von Nitratverlagerungen auf ökologisch wirtschaftenden Betrieben im ersten und zweiten Jahr nach Kleegrasumbruch, Dissertation, Universität Bonn.

Feige W, Röthlingshöfer R (1990) Nitratauswaschung aus zwei unterschiedlich bewirtschafteten Ackerböden. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landenentwicklung 31:89-95

Filipinski M, Loges R, Cordsen E (2009) Nährstoffausträge bei ökologisch und konventionell bewirtschafteten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein. Bonn. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft: Böden - eine endliche Ressource

Fuchs R, Scherer U, Wander R, Behrendt H, Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F (2010) Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, UBA Texte 45/2010, zu finden in <https://www.umweltbundesamt. de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017>

Fürmetz A, Keppler C, Knierim U, Deerberg F, Heß J (2005) Legehennen in einem mobilen Stallsystem – Flächenmanagement und resultierende N-Gehalte im Auslauf. In: Heß J, Rahmann G (eds) "Ende der Nische": Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau am 01.-04.03.2005. Kassel: Kassel university press: pp 299-302

GÄA e.V. (2017) Gäa Richtlinien Erzeugung Stand Januar 2017

Garnier J, Anglade J, Benoit M, Billen G, Puech T, Ramarson A, Passy P, Silvestre M, Lassaletta L, Trommenschlager J-M, Schott C, Tallec G (2016) Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): Past, present and future. Environmental Science & Policy 63:76-90. doi: 10.1016/j.envsci.2016.04.019

Garnier J, Billen G, Vilain G, Benoit M, Passy P, Tallec G, Tournebize J, Anglade J, Billy C, Mercier B, Ansart P, Azougui A, Sebilo M, Kao C (2014) Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). Journal of Environmental Management 144:125-134. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.04.030

Gaudino S, Goia I, Grignani C, Monaco S, Sacco D (2014) Assessing agro-environmental performance of dairy farms in northwest Italy based on aggregated results from indicators. Journal of Environmental Management 140:120-134. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.03.010

Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG (2011) Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 30(1-2):95-124. doi: 10.1080/07352689.2011.554355

Gottschalk C (1996) Umweltchemikalien mit hormoneller Wirkung. In: Umweltbundesamt Österreich (Hrsg.) Umweltchemikalien mit hormoneller Wirkung - Eine Standortbestimmung für Österreich: Tagungsbericht zum Symposium vom 22.-23. April 1996. Wien

Granlund K, Rankinen K, Etheridge R, Seuri P, Lehtoranta J (2015) Ecological recycling agriculture can reduce inorganic nitrogen losses – model results from three Finnish catchments. Agricultural Systems 133:167-176. doi: 10.1016/j.agsy.2014.10.015

Grenni, P; Ancona, V undBarra Caracciolo, A(2018): Ecological effects of antibiotics on natural ecosystems: A review. Microchemical Journal 136, 25-39. doi: 10.1016/j.microc.2017.02.006

Gruber L, Steinweder R, Guggenberg T, Plakolm G (2001) Vergleich zwischen biologischer und konventineller Wirtschaftsweise im Grünlandbetrieb: 3. Mitteilung: Nährstoffbilanzen auf Feld/Stall-Basis und Hoftor-Basis. Die Bodenkultur 52(2):183-195

Haas G (2001) Organischer Landbau in Grundwasserschutzgebieten. Leistungsfähigkeit und Optimierung des pflanzenbaulichen Stickstoffmanagements: Habil.-Schrift. Institut für Organischen Landbau Schriftenreihe 18, 1. Auflage, Universität Bonn. Berlin: Verlag Köster, 152 S.

Halberg N, Kristensen ES, Kristensen IS (1995) Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. JOURNAL OF AGRICULTURAL & ENVIRONMENTAL ETHICS 8(1):30-51. doi: 10.1007/BF02286400

Hamilton C, Emanuelson U, Forslund K, Hansson I, Ekman T (2006) Mastitis and related management factors in certified organic dairy herds in Sweden. Acta Vet Scand 48:11

Hamscher G, Mohring SAI (2012) Tierarzneimittel in Böden und in der aquatischen Umwelt. Chemie Ingenieur Technik 84(7):1052-1061. doi: 10.1002/cite.201100255

Hannappel S, Köpp C, Balzer F (2017) Tierarzneimittel-Wirkstoff e im Grundwasser Norddeutschlands – Vorkommen, Eintragspfade und Fundaufklärung. Zentralblatt für Geologie und Paläontologie Teil 1(1):79-90

Hannappel S, Köpp C, Zühlke S, Balzer F, Schulz D (2016) Identifizierung der Eintragsquellen von Antibiotika in das Grundwasser viehstarker Regionen. Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 21(4):295-304. doi: 10.1007/s00767-016-0339-7

Hansen B, Kristensen ES, Grant R, Høgh-Jensen H, Simmelsgaard SE, Olesen JE (2000) Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems — a systems modelling approach. European Journal of Agronomy 13(1):65-82

Hein W, Waschl H (2007) Auswaschungsverluste unter biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Stuttgart. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau

Hembrock-Heger A, Nießner M, Reupert R (2011) Tierarzneimittel in landwirtschaftlich genutzten Böden und oberflächennahem Grundwasser in Nordrhein-Westfalen. Stoffeinträge - Tierproduktion. Bodenschutz 4:109-113

Heß J (1989) Kleegrasumbruch im Organischen Landbau: Stickstoffdynamik im Fruchtfolgeglied "Kleegras - Kleegras - Weizen - Roggen", Dissertationsschrift, Universität Bonn.

Heß J (1995) Residualer Stickstoff aus mehrjährigem Futterbau - Optimierung seiner Nutzung durch Fruchtfolge und Anbauverfahren. Gießen: Wissenschaftlicher Fachverlag

Heß J und Deerberg F (2017): Hennen brauchen deutlich mehr Grünfläche, Bioland 6/2017, 34-36

Heyn J (2013) Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich - Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen. In: TLL (ed) Kooperation Lysimeter: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer. Mehrländer Projekt, 1. Auflage. Jena: S. 44-66

Holsten B, Pfannerstill M, Trepel M (2016) Phosphor in der Landschaft: Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes. Institut für Ökosystemforschung, Christian-Albrecht Universität zu Kiel

Hörning B, Tober O, Trieschmann M (2011) Freilandschweinehaltung. Darmstadt: KTBL, zu finden in <https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/artikel/Oekolandbau/Freilandhaltung-Schwein/Freilandschweinehaltung.pdf> [

Hossard L, Archer DW, Bertrand M, Colnenne-David C, Debaeke P, Ernfors M, Jeuffroy M-H, Munier-Jolain N, Nilsson C, Sanford GR, Snapp SS, Jensen ES, Makowski D (2016) A Meta-Analysis of Maize and Wheat Yields in Low-Input vs. Conventional and Organic Systems. Agronomy Journal 108(3):1155. doi: 10.2134/agronj2015.0512

Hülsbergen K-J, Rahmann G, Plagge J (2015) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht

Ivemeyer S, Smolders G, Brinkmann J, Gratzer E, Hansen B, Henriksen BIF, Huber J, Leeb C, March S, Mejdell C, Nicholas P, Roderick S, Stoeger E, Vaarst M, Whistance LK, Winckler C, Walkenhorst M (2012) Impact of animal health and welfare planning on medicine use, herd health and production in European organic dairy farms. Livestock Science 145(1-3):63-72. doi: 10.1016/j.livsci.2011.12.023

Jespersen LM, Lau D, Baggesen L, Fog E, Halsnæs K, Hermansen EJ, Andreasen L, Strandberg B, Sørensen JT, Halberg N (2017) Contribution of organic farming to public goods in Denmark. Organic Agriculture 7:243–266. doi: 10.1007/s13165-017-0193-7

Justus M (1996): Optimierung des Anbaus von Ackerbohnen: Reduzierung von Nitratverlusten und Steigerung der Vorfruchtwirkung von Sommergetreide, Dissertation, Universität Bonn, Verlag Dr. Köster, Berlin

Kemper N (2008) Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. Ecological Indicators 8(1):1-13. doi: 10.1016/j.ecolind.2007.06.002

Kersebaum KC, Steidl J, Bauer O, Piorr H-P (2003) Modelling scenarios to assess the effects of different agricultural management and land use options to reduce diffuse nitrogen pollution into the river Elbe. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 28(12-13):537-545. doi: 10.1016/S1474-7065(03)00090-1

Kirchmann H, Bergström L, Kätterer T, Mattsson L, Gesslein S (2007) Comparison of Long-Term Organic and Conventional Crop–Livestock Systems on a Previously Nutrient-Depleted Soil in Sweden. Agronomy Journal 99(4):960. doi: 10.2134/agronj2006.0061

Klammler G, Fank J (2014) Determining water and nitrogen balances for beneficial management practices using lysimeter at Wagna test site (Austria). Science of the Total Environment 499:448-462

Knudsen et al. (2006) Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. www.orgprints.org/4637

Koesling M (2016) Nitrogen and Energy Utilization on Conventional and Organic Dairy Farms in Norway, Dissertation, Universität Kassel, 149. S

Korsaeth A (2008) Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in a long-term field study. Agriculture, Ecosystems and Environment 127:177-188

Korsaeth A, Eltun R (2000) Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. Agriculture, Ecosystems & Environment 79(2-3):199-214. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00129-8

Kristensen SP, Mathiasen J, Lassen J, Madsen HB, Reenberg A (1994) A Comparison of the Leachable Inorganic Nitrogen Content in Organic and Conventional Farming Systems. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science 44(1):19-27

Kuhn NJ, Armstrong EK, Ling AC, Connolly KL, Heckrath G (2012) Interrill erosion of carbon and phosphorus from conventionally and organically farmed Devon silt soils. Catena 91:94-103. doi: 10.1016/j.catena.2010.10.002

Kurzer J, Sundheim L (1999) Nitratgehalte im Boden (Dauertestflächen) als Kriterium für die Erfolgskontrolle umweltentlastender Maßnahmen: Förderprogramm "Umweltgerechte Landwirtschaft"(UL) in Sachsen. Infodienst der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 7:56-60

Lambert MR, Giller GSJ, Barber LB, Fitzgerald KC, Skelly DK (2015) Suburbanization, estrogen contamination, and sex ratio in wild amphibian populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112(38):11881-11886. doi: 10.1073/pnas.1501065112

LANUV (2007) Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie: LANUV-Fachbericht 2

Leipziger Wasserwerke (2017) Wasserschutzgerechter ökologischer Landbau - Möglichkeiten und Strategien zur Minimierung von Nährstoffausträgen als "Lebensversicherung" für die Rohwassergüte. Leipzig, 34 S. Fachtagung Trinkwasser

Lin H-C, Huber JA, 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

M. Kelm , R. Loges und F. Taube (2007) N-Auswaschung unter ökologisch und konventionell bewirtschafteten Praxisflächen in Norddeutschland – Ergebnisse aus dem Projekt COMPASS. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Beitrag archiviert unter http://orgprints.org/view/projects/wissenschaftstagung-2007.html

MacDonald GK, Bennett EM, Potter PA, Ramankutty N (2011) Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108(7):3086-3091. doi: 10.1073/pnas.1010808108

Magbanua FS, Townsend CR, Blackwell GL, Phillips N, Matthaei CD (2010) Responses of stream macroinvertebrates and ecosystem function to conventional, integrated and organic farming. Journal of Applied Ecology 47(5):1014-1025. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01859.x

Magesan GN, McFadden G (2012) Nutrient leaching under conventional and biological dairy farming systems, In: Advanced Nutrient Management: Gains from the Past - Goals for the Future. Currie LD, Christensen CL (eds.) http://flrc.massey.ac.nz/publications.html. Occasional Report No. 25. Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand. 11 S.

March M, Bergschmidt A, Renziehausen C, Brinkmann J (2017a) Indikatoren für eine ergebnisorientierte Honorierung von Tierschutzleistungen , BÖLN, 280 S., www.orgprints.org/31971/

March S (2018) mündliche Mitteilung im März 2018

Masuda K, Yamamoto Y (2013) Comparison of Environmental Performance Between Conventional and Organic Roughage Production: Grass and Silage Maize. Agroecology and Sustainable Food Systems 37(10):1120-1143. doi: 10.1080/21683565.2013.814095

Meier MS, Stoessel F, Jungbluth N, Juraske R, Schader C, Stolze M (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products--are the differences captured by life cycle assessment? Journal of Environmental Management 149:193-208. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.10.006

Meinikmann K, Hupfer M, Lewandowski J (2015) Phosphorus in groundwater discharge – A potential source for lake eutrophication. Journal of Hydrology 524:214-226. doi: 10.1016/j.jhydrol.2015.02.031

Migliorini P, Moschini V, Tittarelli F, Ciaccia C, Benedettelli S, Vazzana C, Canali S (2014a) Agronomic performance, carbon storage and nitrogen utilisation of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area. European Journal of Agronomy 52:138-145. doi: 10.1016/j.eja.2013.09.017

Migliorini P, Moschini V, Tittarelli F, Ciaccia C, Benedettelli S, Vazzana C, Canali S (2014b) Agronomic performance, carbon storage and nitrogen utilisation of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area. European Journal of Agronomy 52:138-145

Mondelaers K, Aertsens J, van Huylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal 111(10):1098-1119. doi: 10.1108/00070700910992925

Morari F, Lugato E, Polese R, Berti A, Giardini L (2012) Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural practices in the low plains of Italy. Agriculture, Ecosystems and Environment 47:47-56

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(1):192. doi: 10.1038/s41467-017-01410-w

Naturland (2016) Naturland Richtlinien Erzeugung Stand 05/2016

Nemecek T, Dubois D, Huguenin-Elie O, Gaillard G (2011a) Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104(3):217-232. doi: 10.1016/j.agsy.2010.10.002

Nemecek T, Dubois D, Huguenin-Elie O, Gaillard G (2011b) Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104:217-231

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, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-05-24_texte-43-2017_kosten-trinkwasserversorgung.pdf>

Oquist KA, Strock JS, Mulla DJ (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. Journal of Environmental Quality 36(4):1194-1204. doi: 10.2134/jeq2006.0274

Orjales I, Lopez-Alonso M, Rodriguez-Bermudez R, Rey-Crespo F, Villar A, Miranda M (2016) Is lack of antibiotic usage affecting udder health status of organic dairy cattle? Journal of Dairy Research 83(4):464-467. doi: 10.1017/S0022029916000601

Ostergaard HS, Stougaard B, Jensen C (1995) Nitrate Leaching Depending on Cropping Systems. In: Hodges R.D. (ed) Biological Agriculture & Horticulture: An International Journal for Sustainable Production Systems. Great Britian: A B Academic Publisher: 173–179

Pacini C, Wossink A, Giesen G, Vazzana C, Huirne R (2003) Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: A farm and field-scale analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 95(1):273-288. doi: 10.1016/S0167-8809(02)00091-9

Pimentel D (2005) 'Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States'. Environ Dev Sustain 7(2):229-252. doi: 10.1007/s10668-005-7314-2

Ponisio LC, M'Gonigle LK, Mace KC, Palomino J, Valpine P de, Kremen C (2015) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. Proceedings of the Royal Society Biological sciences 282:20141396. doi: 10.1098/rspb.2014.1396

Quintern M, Sundrum A (2006) Ecological risks of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction - Results of a field experiment in the centre of Germany. Agriculture, Ecosystems and environment 117 (4), 238-250. doi:10.1016/j.agee.2006.04.001

Rankinen K, Salo T, Granlund K (2007) Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in south-western Finland during the period 2000-2005. Agricultural and Food Science 16(4):387-406. doi: 10.2137/145960607784125348

Ratsak C, Guhl B, Zühlke S, Delschen T (2013) Veterinärantibiotikarückstände in Gülle und Gärresten aus Nordrhein-Westfalen. Environmental Sciences Europe 25(7):1-10

Richert RM, Cicconi KM, Gamroth MJ, Schukken YH, Stiglbauer KE, Ruegg PL (2013) Management factors associated with veterinary usage by organic and conventional dairy farms. Journal of the American Veterinary Medical Association 242(12):1732-1743. doi: 10.2460/javma.242.12.1732

Rockström J, Falkenmark M, Karlberg L, Hoff H, Rost S, Gerten D (2009) Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. Water Resources Research 45(7):23. doi: 10.1029/2007WR006767

Salou T, Le Mouel C, van der Werf HMG (2017) Environmental impacts of dairy system intensification: The functional unit matters! Journal of Cleaner Production 140(2, SI):445-454. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.019

Salvador S, Corazzin M, Piasentier E, Bovolenta S (2016) Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. Journal of Cleaner Production 124:94-102. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.03.001

Scheringer J (2002) Nitrogen on dairy farms: balances and efficiency. Dissertation, 1. Auflage. Hohengandern: Excelsior P.S, 110 S. Göttinger agrarwissenschaftliche Beiträge Band 10

Schindler U, Eulenstein F, Müller L (1999) Nitratausträge unter verschiedenen Landnutzungssystemen auf sandigen Standorten Nord-Ostdeutschlands. In: BAL Gumpenstein (Hrsg.) Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft: 81-85

Schoumans OF (2015) Phosphorus leaching from soils: process description, risk assessment and mitigation. Dissertation, Wageningen University. 265 S.

Schultheiß U, H Döhler & M Bach (2011) Festmistaußenlagerung, KTBL(Hrsg), https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/artikel/Tierhaltung/Allgemeines/Festmistaussenlagerung/Festmistaussenlagerung-1.pdf

Seeger J, Meissner R, Rupp H, Schonert P (1997) Reduzierung der Stoffeinträge durch ökologischen Landbau? In: BAL Gumpenstein (Hrsg.) Lysimeter und nachaltige Landnutzung: 95-99

Seufert V, Ramankutty N (2017) Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. Science Advances 3(3):1-14

Shahpoury P, Hageman KJ, Matthaei CD, Magbanua FS (2013) Chlorinated pesticides in stream sediments from organic, integrated and conventional farms. Environmental Pollution 181:219-225

Sileika AS, Guzys S (2003) Drainage runoff and migration of mineral elements in organic and conventional cropping systems. Agronomie 23(7):633-641

Smith-Spangler C, Brandeau ML, Hunter GE, Bavinger JC, Pearson M, Eschbach PJ, Sundaram V, Liu H, Schirmer P, Stave C, Olkin I, Bravata DM (2012) Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives?: A systematic review. Annals of Internal Medicine 157(5):348-366. doi: 10.7326/0003-4819-157-5-201209040-00007

Smolik JD, Dobbs TL, Rickeri DH, Wrang LJ (1993) Agronomic, Economic and Ecological Relationships in Alternative (Organic), Conventional, and Reduced-till Farming Systems. Bulletins, Paper 722, zu finden in

<http://openprairie.sdstate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1721&context=agexperimentsta_bulletins>

Snapp SS, Gentry LE, Harwood R (2010) Management intensity - not biodiversity - the driver of ecosystem services in a long-term row crop experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment 138(3-4):242-248. doi: 10.1016/j.agee.2010.05.005

SRU (2015) Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem: Sondergutachten. Berlin, zu finden in <http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.pdf?__blob=publicationFile> [zitiert am 22.9.2017]

Stadtwerke München (2016) Ökologischer Landbau: nachhaltiger Trinkwasserschutz, zu finden in <https://www.swm.de/dam/swm/dokumente/m-wasser/flyer-oeko-landbau-wasserschutz.pdf> [zitiert am 19.4.2017]

Stadtwerke München (2017) SWM Förderprogramm Ökobauern, zu finden in <https://www.swm.de/dam/swm/dokumente/m-wasser/swm-foerderprogramm-oekobauern-flyer> [zitiert am 19.4.2017]

Statistisches Bundesamt (2016) Umweltökonomische Gesamtrechnung: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2016. Wiesbaden, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Umweltindikatoren/IndikatorenPDF_5850012.pdf?__blob=publicationFile>

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter SR, Vries W de, Wit CA de, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S (2015) Sustainability. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science 347(6223):1259855. doi: 10.1126/science.1259855

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) Organic farming in Europe: Economics and Policy, The environmental impacts of organic farming in Europe Vol. 6, 1. Auflage, University of Hohenheim, Stuttgart, 127 S.

Stopes C, Lord EI, Philipps L, Woodward L (2002) Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. Soil Use and Management 18:256-263

Sydorovych O, Raczkowski CW, Wossink A, Mueller JP, Creamer NG, Hu S, Bell M, Tu C (2009) A technique for assessing environmental impact risks of agricultural systems. Renewable Agriculture and Food Systems 24(3):234-243. doi: 10.1017/S174217050999010X

Syswerda SP, Robertson GP (2014) Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. Agriculture, Ecosystems & Environment 189:28-35. doi: 10.1016/j.agee.2014.03.006

Syväsalo E, Regina K, Turtola E, Lemola R, Esala M (2006) Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland. Agriculture, Ecosystems and Environment 113:324-348

Taube F, Loges R, Kelm M, Latacz-Lohmann U (2005) Vergleich des ökologischen und konventionellen Ackerbaus im Hinblick auf Leistungen und ökologische Effekte auf Hochertragsstandorten Norddeutschlands. Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 83(2):165-176

Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Iepema GL, Boer IJM de (2008) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems 96(1-3):95-107. doi: 10.1016/j.agsy.2007.06.001

Thorup-Kristensen K, Dresboll DB, Kristensen HL (2012) Crop yield, root growth, and nutrient dynamics in a conventional and three organic cropping systems with different levels of external inputs and N re-cycling through fertility building crops. European Journal of Agronomy 37:66-82

Torstensson G, Aronsson H, Bergström L (2006) Nutrient Use Efficiencies and Leaching of Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. Agronomy Journal 98:603-615

Trewavas A (2001) Urban myths of organic farming. Nature 410(6827):409-410. doi: 10.1038/35068639

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112:309-320

UBA (2015a) Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

UBA (2015b) Umweltrisikobewertung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/umweltrisikobewertung>

UBA (2017a) Indikator: Eutrophierung von Flüssen durch Phosphor. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-eutrophierung-von-fluessen-durch-phosphor>

UBA (2017b) Pflanzenschutzmittelverwendung in der Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#textpart-1>

UBA (2017c) Wasserwirtschaft in Deutschland: Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, zu finden in <sites/default/files/medien/1410/publikationen/uba_wasserwirtschaft_in_deutschland_2017_web_final_0.pdf>

Ulén B, Aronsson H, Torstensson G, Mattsson L (2005) Phosphorus and nitrogen turnover and risk of waterborne phosphorus emissions in crop rotations on a clay soil in southwest Sweden. Soil Use Management 21(2):221-230. doi: 10.1079/SUM2005311

Vaarst M, Bennedsgaard TW, Klaas I, Nissen TB, Thamsborg SM, Ostergaard S (2006) Development and daily management of an explicit strategy of nonuse of antimicrobial drugs in twelve Danish organic dairy herds. Journal of Dairy Science 89(5):1842-1853

Vernier F, Leccia-Phelpin O, Lescot J-M, Minette S, Miralles A, Barberis D, Scordia C, Kuentz-Simonet V, Tonneau J-P (2017) Integrated modeling of agricultural scenarios (IMAS) to support pesticide action plans: The case of the Coulonge drinking water catchment area (SW France). Environmental Science and Pollution 24(8):6923-6950. doi: 10.1007/s11356-016-7657-2

Verordnung (EG) 834/2007 EG-ÖKO-Basisverordnung: Verordnung (EG) Nr. 834/2007 DES RATES vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91, ABl. Nr. L 189 vom 20.07.2007

Verordnung (EG) 889/2008 Durchführungsverordnung. Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle

Veysset P, Lherm M, Bebin D, Roulenc M (2014) Mixed crop-livestock farming systems - A sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. Animal 8(8):1218–1228. doi:10.1017/S1751731114000378

Vidaurre R, Lukat E (2016) Konzepte zur Minderung von Arzneimitteleinträgen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in die Umwelt. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2546/publikationen/fachbroschuere_tam

van Wagenberg CPA, Haas Y de, Hogeveen H, van Krimpen MM, Meuwissen MPM, van Middelaar CE, Rodenburg TB (2017) Animal Board Invited Review: Comparing conventional and organic livestock production systems on different aspects of sustainability. Animal 11(10):1839-1851. doi: 10.1017/S175173111700115X

Wallmann J, Bender A, Bode C, Köper LM, Heberer T (2017) Abgabemengenerfassung antimikrobiell wirksamer Stoffe in Deutschland 2016: Auswertung der nach DIMDI-AMV eingereichten Daten 2016 und Vergleich mit den Daten aus den Vorjahren. Deutsches Tierärzteblatt 65(12):1650-1659

Weiss K (2008) Austrag von Tierarzneimitteln aus Wirtschaftsdünger in Sickerwasser, Grundwasser und oberirdische Gewässer. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt, zu finden in <https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/tierarzneimittel_im_sickerwasser/doc/abschlussbericht.pdf>

van der Werf HMG, Tzilivakis J, Lewis K, Basset-Mens C (2007) Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. Agriculture, Ecosystems & Environment 118(1-4):327-338. doi: 10.1016/j.agee.2006.06.005

van der Werf HMG, Kanyarushoki C, Corson MS (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. Journal of Environmental Management 90(11):3643-3652. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.07.003

Wilhelm B, Rajić A, Waddell L, Parker S, Harris J, Roberts, K.C., Kydd R, Greig J, Baynton, A. (2009) Prevalence of zoonotic or potentially zoonotic bacteria, antimicrobial resistance, and somatic cell counts in organic dairy production: current knowledge and research gaps. Foodborne Pathogen and Disease 6:525-539Wingstrand A, Struve T, Lundsby K, Vigre H, Emborg HD, Sørensen AIV, Jensen VF (2010) Antibiotikaresistens og – forbrug i slagtesineproduktionen i : Fremtidens fødevaresikkerhed – nye veje mod sikrere kød i Danmark. Center for Bioetik og Risikovurdering:98–106

Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim BMEL (2015) Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung: Gutachten. Berlin

Wolter R (2014) Nitrat im Grundwasser - Wo steht Deutschland? Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1. Wiesbadener Grundwassertag, Vortrag, zu finden in <http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/hydrogeologie/Fortbildungs-_und_Vortragsveranstaltungen/Grundwassertag2014/Nitrat_im_Grundwasser_Wolter.pdf> [zitiert am 15.1.2017]

Wurbs A, Kersebaum KC, Werner A (2000) Stickstoffaustrag bei integrierter und ökologischer Bewirtschaftung - Szenariorechnung zur Abschätzung standörtlicher Risiken. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landenentwicklung 41(6):241-246

Zorn W, Lippmann J, Gayer P, Schröter H & W Reichardt (2004): Nährstoffeintrag in den Boden. In: Alternative Legehennenhaltung, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 8–9: 139-151

Kapitel 4 - Bodenfruchtbarkeit

Armstrong Brown SM, Cook HF, Lee HC (2000) Topsoil Characteristics from a Paired Farm Survey of Organic versus Conventional Farming in Southern England. Biological Agriculture & Horticulture 18(1):37-54. doi: 10.1080/01448765.2000.9754863

Barbieri P, Pellerin S, Nesme T (2017) Comparing crop rotations between organic and conventional farming. Scientific Reports 7(1):13761. doi: 10.1038/s41598-017-14271-6

Bertrand M, Barot S, Blouin M, Whalen J, de Oliveira T, Roger-Estrade J (2015) Earthworm services for cropping systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 35(2):553-567. doi: 10.1007/s13593-014-0269-7

Birkhofer K, Bezemer TM, Bloem J, Bonkowski M, Christensen S, Dubois D, Ekelund F, Fließbach A, Gunst L, Hedlund K, Mäder P, Mikola J, Robin C, Setälä H, Tatin-Froux F, van der Putten, Wim H, Scheu S (2008) Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. Soil Biology and Biochemistry 40(9):2297-2308. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.05.007

Braman S, Tenuta M, Entz MH (2016) Selected soil biological parameters measured in the 19th year of a long term organic-conventional comparison study in Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 233:343-351. doi: 10.1016/j.agee.2016.09.035

Bulluck LR, Ristaino JB (2002) Effect of synthetic and organic soil fertility amendments on southern blight, soil microbial communities and yield of processing tomatoes. Phytopathology 92(2):181-189. doi: 10.1094/PHYTO.2002.92.2.181

Bünemann EK, Bongiorno G, Bai Z, Creamer RE, de Deyn G, de Goede R, Fleskens L, Geissen V, Kuyper TW, Mäder P, Pulleman M, Sukkel W, van Groenigen JW, Brussaard L (2018) Soil quality – A critical review. Soil Biology and Biochemistry 120:105-125. doi: 10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Chervet A, Ramseier L, Sturny WG, Weisskopf P, Zihlmann U, Müller M, Schafflützel R (2006) Bodenwasser bei Direktsaat und Pflug. Agrarforschung (13):162-169

Chirinda N, Olesen JE, Porter JR, Schjønning P (2010) Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. Agriculture, Ecosystems & Environment 139(4):584-594. doi: 10.1016/j.agee.2010.10.001

Cooper J, Baranski M, Stewart G, Nobel-de Lange M, Bàrberi P, Fließbach A, Peigné J, Berner A, Brock C, Casagrande M, Crowley O, David C, de Vliegher A, Döring TF, Dupont A, Entz M, Grosse M, Haase T, Halde C, Hammerl V, Huiting H, Leithold G, Messmer M, Schloter M, Sukkel W, van der Heijden MGA, Willekens K, Wittwer R, Mäder P (2016) Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development 36(1):22. doi: 10.1007/s13593-016-0354-1

Crittenden SJ, Poot N, Heinen M, van Balen DJM, Pulleman MM (2015) Soil physical quality in contrasting tillage systems in organic and conventional farming. Soil and Tillage Research 154:136-144. doi: 10.1016/j.still.2015.06.018

Crittenden SJ, de Goede RGM (2016) Integrating soil physical and biological properties in contrasting tillage systems in organic and conventional farming. European Journal of Soil Biology 77:26-33. doi: 10.1016/j.ejsobi.2016.09.003

Dao TH, Schomberg HH, Cavigelli MA (2015) Tillage and rotational effects on exchangeable and enzyme-labile phosphorus forms in conventional and organic cropping systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems 101(2):153-165. doi: 10.1007/s10705-014-9665-2

Deumlich M, Lux G, Schmidtke K (2016) Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau: Teilschlussbericht zum Vorhaben FKZ 11OE109, 107 S

Diepenbrock W, Ellmer F, Léon J (2016) Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung: 68 Zeichnungen, 21 Fotos, 103 Tabellen, 4. überarbeitete Auflage, Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, UTB 2629, 1376 S

van Diepeningen AD, de Vos OJ, Korthals GW, van Bruggen AHC (2006) Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. Applied Soil Ecology 31:120-135

Drinkwater LE, Wagoner P, Sarrantonio M (1998) Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396(6708):262-265. doi: 10.1038/24376

Eichorst SA, Breznak JA, Schmidt TM (2007) Isolation and characterization of soil bacteria that define Terriglobus gen. nov., in the phylum Acidobacteria. Applied and Environmental Microbiology 73(8):2708-2717. doi: 10.1128/AEM.02140-06

Eichorst SA, Kuske CR, Schmidt TM (2011) Influence of plant polymers on the distribution and cultivation of bacteria in the phylum Acidobacteria. Applied and Environmental Microbiology 77(2):586-596. doi: 10.1128/AEM.01080-10

Ellmer F, Gäbert T, Baumecker M (2012) Was sagen uns Dauerversuche über den Fruchtbarkeitsstatus der Böden? In: Pekrun C, Wachendorf M, Müller T, Utermann J, Düker A (Hrsg.) Bodenfruchtbarkeit - Bedeutung und Bestimmung in Pflanzenbau und Bodenkunde: Kurzfassungen der Vorträge und Poster 24. Göttingen: Liddy Halm: S 21-24

European Environment Agency (2015) Die Umwelt in Europa - Zustand und Ausblick 2015: Synthesebericht. Kopenhagen, Luxemburg: Europäische Umweltagentur; Publications Office, 201 S

EG VO 834/2007: Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische / biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen / biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 (2007)

FiBL Schweiz (2013) Grundlagen zur Bodenfruchtbarkeit: Die Beziehung zum Boden gestalten

Fierer N, Allen AS, Schimel JP, Holden PA (2003) Controls on microbial CO2 production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. Global Change Biology 9(9):1322-1332. doi: 10.1046/j.1365-2486.2003.00663.x

Fließbach A, Oberholzer H-R, Gunst L, Mäder P (2007) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems & Environment 118:273-284. doi: 10.1016/j.agee.2006.05.022

Gajda A, Martyniuk S (2005) Microbial biomass C and N and activity of enzymes in soil under winter wheat grown in different crop management systems. Polish Journal of Environmental Studies 14:159-163

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 U S A 109(44):18226-18231. doi: 10.1073/pnas.1209429109

Gaupp-Berghausen M, Hofer M, Rewald B, Zaller JG (2015) Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. Scientific Reports 5:12886 EP. doi: 10.1038/srep12886

Givaudan N, Wiegand C, Le Bot B, Renault D, Pallois F, Llopis S, Binet F (2014) Acclimation of earthworms to chemicals in anthropogenic landscapes, physiological mechanisms and soil ecological implications. Soil Biology and Biochemistry 73:49-58. doi: 10.1016/j.soilbio.2014.01.032

Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG (2011) Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 30(1-2):95-124. doi: 10.1080/07352689.2011.554355

Gunst L, Richner W, Mäder P, Mayer J (2013) DOK-Versuch: Nährstoffversorgung in Winterweizen - Wo wird es eng? Agrarforschung Schweiz (4 (2)):74-81

Haddaway NR, Hedlund K, Jackson LE, Kätterer T, Lugato E, Thomsen IK, Bracht Jørgensen H, Söderström B (2015) What are the effects of agricultural management on soil organic carbon in boreo-temperate systems?. Environmental Evidence 4:23. doi: 10.1186/s13750-015-0049-0, 29 p

Hansen B, Alrøe HF, Kristensen ES (2001) Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. Agriculture, Ecosystems & Environment 83(1-2):11-26. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00257-7

Hartmann M, Widmer F (2006) Community structure analysis are more sensitive to differences in soil bacterial communities than anonymous diversity indices. Applied and Environmental Microbiology 72(12):7804-7812. doi: 10.1128/AEM.01464-06

Hartmann M, Fliessbach A, Oberholzer H-R, Widmer F (2006a) Ranking the magnitude of crop and farming system effects on soil microbial biomass and genetic structure of bacterial communities. FEMS microbiology ecology 57(3):378-388. doi: 10.1111/j.1574-6941.2006.00132.x

Hartmann M, Kölliker J, Enkerli J, Dubois D, Widmer F (2006b) Anbausysteme beeinflussen die Bodenbakterien. Agrarforschung 13(11-12):494-499

Hartmann K, Lilienthal H, Abu-Hashim M, Al-Hassoun R, Eis Y, Stöven K, Schnug E (2009) Vergleichende Untersuchungen der Infiltrationseigenschaften von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden. Eine Fallstudie aus dem Main-Tauber Kreis, Baden-Württemberg

Hartmann M, Frey B, Mayer J, Mäder P, Widmer F (2015) Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. ISME J 9(5):1177-1194. doi: 10.1038/ismej.2014.210

Hathaway-Jenkins LJ, Sakrabani R, Pearce B, Whitmore AP, Godwin RJ (2011) A comparison of soil and water properties in organic and conventional farming systems in England. Soil Use and Management 27(2):133-142. doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00335.x

Heinze S, Raupp J, Joergensen RG (2010) Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture. Plant and Soil 328:203-215. doi: 10.1007/s11104-009-0102-2

Heißenhuber A, Haber W, Krämer C (2015) 30 Jahre SRU-Sondergutachten: Umweltprobleme der Landwirtschaft - eine Bilanz. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau (Hrsg.), online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_28_2015_umweltprobleme_der_landwirtschaft.pdf, 368 S

Henneron L, Bernard L, Hedde M, Pelosi C, Villenave C, Chenu C, Bertrand M, Girardin C, Blanchart E (2015) Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. Agronomy for Sustainable Development 35(1):169-181. doi: 10.1007/s13593-014-0215-8

Hepperly PR, Douds DJR, Seidel R (2006) The Rodale Institute farming systems trial 1981 to 2005: Long term analysis of organic and conventional maize and soybean cropping systems. In: Raupp J, Pekrun C, Oltmanns M, Köpke U. (eds) Long-term field experiments in organic farming. Berlin: Dr. Köster, pp 15-32

IFOAM (2014) The IFOAM norms for oganic poduction and pocessing.: Version 2014, 131 p

Jarosch K, Oberson A, Emmanuel F, Gunst L, Dubois D, Mäder P, Mayer J (2017) Phosphorus (P) balances and P availability in a field trial comparing organic and conventional farming sys-tems since 35 years. 19th EGU General Assembly, EGU2017, proceedings from the conference held 23-28 April, 2017 in Vienna, Austria, p 15377

Joergensen RG, Mäder P, Fließbach A (2010) Long-term effects of organic farming on fungal and bacterial residues in relation to microbial energy metabolism. Biology and Fertility of Soils 46(3):303-307. doi: 10.1007/s00374-009-0433-4

Joergensen RG (2016) Bodenfruchtbarkeit. In: Freyer B (Hrsg.) Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen. Bern: Haupt Verlag: S 298-316

Jossi W, Zihlmann U, Dubois D, Pfiffner, L (2007) DOK-Versuch: Anbausystem-Effekte auf die Regenwürmer. Agrarforschung 14(2):66-71

Jossi W, Zihlmann U, Anken T, Dorn B, Van der Heijden M, Tschachtli R (2011) Reduzierte Bodenbearbeitung schont die Regenwürmer. Agrarforschung Schweiz 2(10):432-439

Kape H-E, Pöplau R, Nawotke C (2015) Entwicklung und Niveau des Bodenreaktionszustandes und der Grundnährstoffversorgung auf dem Ackerland von ökologisch wirtschaftenden Betrieben in MV. In: Heilmann H, Römer A, Kühn C, Katroschan K-U (Hrsg.) Beiträge zum Ökologischen Landbau. Schwerin, pp 45-52

Karlen DL, Andrews SS, Doran JW (2001) Soil quality: Current concepts and applications. In: Sparks DL (ed) Advances in Agronomy, 1. Auflage 74. s.l.: Elsevier textbooks, pp 1-40

Kautz T (2015) Research on subsoil biopores and their functions in organically managed soils: A review. Renewable Agriculture and Food Systems 30(04):318-327. doi: 10.1017/S1742170513000549

Keller M, Oberson A, Annaheim KE, Tamburini F, Mäder P, Mayer J, Frossard E, Bünemann EK (2012) Phosphorus forms and enzymatic hydrolyzability of organic phosphorus in soils after 30 years of organic and conventional farming. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175(3):385-393. doi: 10.1002/jpln.201100177

Kerschberger M, Deller B, Hege U, Heyn J, Kape H-E, Krause O, Pollehn J, Rex MJ, Severin K (2000) Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Gründlandböden, VDLUFA-Standpunkt, 8 S

Kolbe H (2010) Phosphor und Kalium im ökologischen Landbau – aktuelle Probleme, Herausforderungen, Düngungsstrategien. In: Bundesarbeitskreis Düngung (Hrsg.) Phosphor- und Kaliumdüngung - brauchen wir neue Düngekonzepte?: Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD). Frankfurt am Main, S 117-137

Kolbe H (2015) Wie ist es um die Bodenfruchtbarkeit im Ökolandbau bestellt: Nährstoffversorgung und Humusstatus? In: Bundesarbeitskreis Düngung (Hrsg.) Bodenfruchtbarkeit - Grundlage erfolgreicher Landwirtschaft: BAD Tagungsband 2015. Frankfurt am Main, S 89-123

Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. E&S 17(4). doi: 10.5751/ES-05035-170440

Kundler P (Hrsg.) (1989) Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit: Mit 263 Tab, 1. Auflage Berlin: Dt. Landwirtschaftsverlag, 452 S

Leinweber P, Zimmer D, Krämer I (2016) Nachhaltige Versorgung der Pflanzenbestände mit Phosphat - begrenzender Faktor für die Bioökonomie? In: Packeisen M, Ausmeier S (Hrsg.) Bioökonomie: Welche Bedeutung haben die Agrar- und Forstwissenschaften? Wissenschaftliche Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) e.V. am 20. und 21. Oktober 2015 in der Landesvertretung Hessen, Berlin / Redaktion: Meike Packeiser, Silke Ausmeier, 1. Auflage, Frankfurt: DLG-Verlag

Li R, Khafipour E, Krause DO, Entz MH, de Kievit TR, Fernando WGD (2012) Pyrosequencing reveals the influence of organic and conventional farming systems on bacterial communities. PLOS ONE 7(12): e51897. doi: 10.1371/journal.pone.0051897

Liu B, Tu C, Hu S, Gumpertz M, Ristaino JB (2007) Effect of organic, sustainable, and conventional management strategies in grower fields on soil physical, chemical, and biological factors and the incidence of Southern blight. Applied Soil Ecology 37(3):202-214. doi: 10.1016/j.apsoil.2007.06.007

Lorenz M, Brunotte J, Vorderbrügge T, Brandhuber R, Koch H-J, Senger M, Fröba N, Löpmeier F-J (2016) Anpassung der Lasteinträge landwirtschaftlicher Maschinen an die Verdichtungsempfindlichkeit des Bodens - Grundlagen für ein bodenschonendes Befahren von Acker-land. Landbauforschung 66(2):101-144

Lori M, Symnaczik S, Mäder P, de Deyn G, Gattinger A (2017) Organic farming enhances soil microbial abundance and activity-A meta-analysis and meta-regression. PLOS ONE 12(7): e0180442. doi: 10.1371/journal.pone.0180442

Lupatini M, Korthals GW, de Hollander M, Janssens TKS, Kuramae EE (2017) Soil Microbiome Is More Heterogeneous in Organic Than in Conventional Farming System. Front Microbiology 7. doi: 10.3389/fmicb.2016.02064

Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296(5573):1694-1697. doi: 10.1126/science.1071148

Marriott EE, Wander M (2006) Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. Soil Biology and Biochemistry 38(7):1527-1536. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.11.009

Munkholm LJ, Hansen EM, Olesen JE (2008) The effect of tillage intensity on soil structure and winter wheat root/shoot growth. Soil Use and Management 24(4):392-400. doi: 10.1111/j.1475-2743.2008.00179.x

Munro TL, Cook HF, Lee HC (2002) Sustainability Indicators Used to Compare Properties of Organic and Conventionally Managed Topsoils. Biological Agriculture & Horticulture 20(3):201-214. doi: 10.1080/01448765.2002.9754965

Neyroud J-A, Lischer P (2003) Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166(4):422-431. doi: 10.1002/jpln.200321152

Oberholzer HR, Fließbach A, Mäder P, Mayer J (2009) Einfluss von biologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf biologische Bodenqualitätsparameter: Entwicklungen im DOK Langzeitversuch nach pH-Regulierung. In: Mayer J, Alföldi T, Leiber F, Dubois D, Fried P, Heckendorn F, Hillmann E, Klocke P, Lüscher A, Riedel S, Stolze M, Strasser F, van der Heijden M, Willer H (Hrsg.) 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Berlin: Dr. Köster, S 112-116

Oberholzer H-R, Zihlmann U (2011) Langzeitversuch Burgrain: Bodenmikrobiologische Parameter in biologischen und integrierten Anbausystemen im Vergleich. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel, A.-K., Spory, K., Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis: Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Dr. Köster, S 45-49

Ohm M, Paulsen HM, Moos JH, Eichler-Löbermann B (2017) Long-term negative phosphorus budgets in organic crop rotations deplete plant-available phosphorus from soil. Agronomy for Sustainable Development 37(3):17. doi: 10.1007/s13593-017-0425-y

Oquist KA, Strock JS, Mulla DJ (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. Journal of Environmental Quality 36(4):1194-1204. doi: 10.2134/jeq2006.0274

Patzel N, Sticher H, Karlen DL (2000) Soil Fertility — Phenomenon and Concept. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163(2):129-142. doi: 10.1002/(SICI)1522-2624(200004)163:2<129:AID-JPLN129>3.0.CO;2-D

Pelosi C, Bertrand M, Roger-Estrade J (2009) Earthworm community in conventional, organic and direct seeding with living mulch cropping systems. Agronomy for Sustainable Development 29(2):287-295. doi: 10.1051/agro/2008069

Pelosi C, Bertrand M, Thénard J, Mougin C (2015) Earthworms in a 15 years agricultural trial. Applied Soil Ecology 88:1-8. doi: 10.1016/j.apsoil.2014.12.004

Pfiffner L (1993) Einfluss langjährig ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Regenwurmpopulationen (Lumbricidae). Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156(3):259-265. doi: 10.1002/jpln.19931560312

Pfiffner L, Luka H (2007) Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. Applied Soil Ecology 37(3):184-191. doi: 10.1016/j.apsoil.2007.06.005

Ponisio LC, M'Gonigle LK, Mace KC, Palomino J, de Valpine P, Kremen C (2015) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. Proceedings Biological Sciences 282(1799):20141396

Pulleman M, Jongmans A, Marinissen J, Bouma J (2003) Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. Soil Use and Management 19(2):157-165. doi: 10.1111/j.1475-2743.2003.tb00297.x

Quirin M, Emmerling C, Schröder D (2006) Phosphorgehalte und -bilanzen konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteter Acker- und Grünlandflächen und Maßnahmen zum Phosphorabbau hoch versorgter Flächen. Pflanzenbauwissenschaften 10, S 60-65

Rasmussen KJ (1999) Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. Soil and Tillage Research 53(1):3-14. doi: 10.1016/S0167-1987(99)00072-0

Reganold JP, Wachter JM (2016) Organic agriculture in the twenty-first century. Nature Plants 2:15221. doi: 10.1038/nplants.2015.221

Sánchez de Cima D, Luik A, Reintam E (2015) Organic farming and cover crops as an alternative to mineral fertilizers to improve soil physical properties. International Agrophysics 29(4):137. doi: 10.1515/intag-2015-0056

Schjønning P, Elmholt S, Munkholm LJ, Debosz K (2002) Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional long-term management. Agriculture, Ecosystems & Environment 88(3):195-214. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00161-X

Schmidt TM, Waldron C (2015) Microbial diversity in soils of agricultural landscapes and its relation to ecosystem function. In: Hamilton KS, Doll JE, Robertson GP (eds) The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-term Research on the Path to Sustainability. New York: Oxford University Press, pp 135-157

Schuster M, Kolbe H, Bauer K, Jäckel U (2015) Berichte aus dem Ökolandbau. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2):1-58

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485(7397):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

Siegrist S, Schaub D, Pfiffner L, Mäder P (1998) Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. Agriculture, Ecosystems & Environment 69(3):253-264. doi: 10.1016/S0167-8809(98)00113-3

Snapp SS, Gentry LE, Harwood R (2010) Management intensity - not biodiversity - the driver of ecosystem services in a long-term row crop experiment. Agriculture, Ecosystems & Environment 138:242-248. doi: 10.1016/j.agee.2010.05.005

Stockdale EA, Watson CA (2009) Biological indicators of soil quality in organic farming systems. Renewable Agriculture and Food Systems 24(04):308-318. doi: 10.1017/S1742170509990172

Tagmann HU, Oberson A, Oehl F, Frossard E, Dubois D, Mäder P (2001) DOK-Versuch: Phosphor-Bilanz und -Verfügbarkeit über 21 Jahre. Agrarforschung Schweiz (8 (8)):313-323

Tuck SL, Winqvist C, Mota F, Ahnström J, Turnbull LA, Bengtsson J (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. The Journal of Applied Ecology 51(3):746-755. doi: 10.1111/1365-2664.12219

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. Annals of Applied Biology 161(2):116-126. doi: 10.1111/j.1744-7348.2012.00555.x

Vogt G (2001) Geschichte des ökologischen Landbaus im deutschsprachigen Raum. Ökologie & Landbau (118 und 119), S 47-49

Walter R, Burmeister J, Brandhuber R (2015) Regenwürmer – aktuelle Gefahren und positive Entwicklungen in landwirtschaftlich genutzten Böden. In: BMEL und LfL (Hrsg.) Tagungsband "Jahr des Bodens": Schwere Maschinen, enge Fruchtfolgen, Gärreste - eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit. Fachtagung 13. Kulturlandschaftstag, S 25-39

Wander MM, Hedrick DS, Kaufman D, Traina SJ, Stinner BR, Kehrmeyer SR, White DC (1995) The functional significance of the microbial biomass in organic and conventionally managed soils. Plant and Soil 170(1):87-97. doi: 10.1007/BF02183057

Williams A, Hedlund K (2013) Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden. Applied Soil Ecology 65:1-7. doi: 10.1016/j.apsoil.2012.12.019

Williams DM, Blanco-Canqui H, Francis CA, Galusha TD (2017) Organic farming and soil physical properties: An assessment after 40 years. Agronomy Journal 109(2):600-609. doi: 10.2134/agronj2016.06.0372

Wortman SE, Galusha TD, Mason SC, Francis CA (2012) Soil fertility and crop yields in long-term organic and conventional cropping systems in Eastern Nebraska. Renewable Agriculture and Food Systems 27(03):200-216. doi: 10.1017/S1742170511000317

Zihlmann U (2012) Bedeutung des Bodens im Anbauversuch Burgrain. Agrarforschung Schweiz 3(5):264-271

Zorn W, Wagner S (2010) Nährstoffversorgung ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen sowie Konsequenzen für die Düngung. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen 8, S 38-43

Kapitel 5 – Biodiversität

Albrecht H (2003) Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 98(1-3):201-211. doi: 10.1016/S0167-8809(03)00081-1

Armengot L, José-María L, Chamorro L, Sans FX (2013) Weed harrowing in organically grown cereal crops avoids yield losses without reducing weed diversity. Agronomy for Sustainable Development 33(2):405-411. doi: 10.1007/s13593-012-0107-8

Azeez G (2000) The biodiversity benefits of organic farming. Bristol [England]: Soil Association, 40 p

Balzer S, Benzler A, Dröschmeister R, Ellwanger G, Finck P, Heinze S, Herberg A, Klein M, Krüß A, Metzing D, Petermann R, Scherfose V, Schweppe-Kraft B, Ssymank A, Strauß C, Ullrich K, Vischer-Leopold M (2017) Agrar-Report 2017: Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Bonn - Bad Godesberg, 68 S

Batáry P, Matthiesen T, Tscharntke T (2010) Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. Biological Conservation 143(9):2020-2027. doi: 10.1016/j.biocon.2010.05.005

Batáry P, Holzschuh A, Orci KM, Samu F, Tscharntke T (2012) Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment 146(1):130-136. doi: 10.1016/j.agee.2011.10.018

Batáry P, Sutcliffe L, Dormann CF, Tscharntke T (2013) Organic Farming Favours Insect-Pollinated over Non-Insect Pollinated Forbs in Meadows and Wheat Fields. PLOS ONE 8(1):1-7. doi: 10.1371/journal.pone.0054818

Batáry P, Gallé R, Riesch F, Fischer C, Dormann CF, Mußhoff O, Császár P, Fusaro S, Gayer C, Happe A-K, Kurucz K, Molnár D, Rösch V, Wietzke A, Tscharntke T (2017) The former Iron Curtain still drives biodiversity - profit trade-offs in German agriculture. Nat Ecol Evol 1(9):1279-1284. doi: 10.1038/s41559-017-0272-x

Bengtsson J, Ahnström J, Weibull A-C (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology 42(2):261-269. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18(4):182-188. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Berg CJ, Abdank A, Isermann M (2004) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Jena: Weißdorn-Verlag, 606 S

BMEL (2018) Ökologischer Landbau in Deutschland, 26 S

BMUB (2015) Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie der biologischen Vielfalt. Berlin

Boatman N (1999) Field Margins and Buffer Zones: Ecology, Management and Policy. Aspects of Applied Biology (54):374

Brittain C, Bommarco R, Vighi M, Settele J, Potts SG (2010) Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. Biological Conservation 143(8):1860-1867. doi: 10.1016/j.biocon.2010.04.029

Brown RW (1999) Margin/field interfaces and small mammals. Aspects of Applied Biology 54(54):203-206

CBD (2000) Sustaining Life on Earth: Convention of Biological Diversity, 14 p

Chamberlain DE, Wilson JD, Fuller RJ (1999) A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. Biological Conservation 88(3):307-320. doi: 10.1016/s0006-3207(98)00124-4

Chao A, Chiu CH (2016) Species Richness: Estimation and Comparison, 26 p

Dalton H, Brand-Hardy R (2003) Nitrogen: the essential public enemy. Journal of Applied Ecology 40(5):771-781. doi: 10.1046/j.1365-2664.2003.00849.x

Danish Ministry of Food (ed) (2001) Contributions of Organic Farming to a Sustainable Environment. Copenhagen

Döring TF, Storkey J, Baddeley JA, Collins RP, Crowley O, Howlett SA, Jones HE, McCalman H, Measures M, Pearce H, Roderick S, Watson CA, Wolfe MS (2017) Weeds in Organic Fertility-Building Leys: Aspects of Species Richness and Weed Management. Organic Farming 3(1):51-65. doi: 10.12924/of2017.03010051

Dröschmeister R, Sudfeldt C, Trautmann S (2012) Zahl der Vögel halbiert: Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. Der Falke (59):316-317

EBCC [European Bird Census Council] (2012) 300 million farmland birds lost since 1980. How many more must we lose before changing course on the CAP?

Eglington S (2009) Understanding the Causes of Decline in Breeding Wetland Bird Numbers in England, 124 p

EG VO 834/2007: Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische / biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen / biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 (2007)

van Elsen T (1989) Ackerwildkraut-Gesellschaften herbizidfreier Ackerränder und des herbzidbehandelten Bestandesinneren im Vergleich. Tuevenia(9):75-105

van Elsen T (1994) Die Fluktuation von Ackerwildkraut-Gesellschaften und ihre Beeinflussung durch Fruchtfolge und Bodenbearbeitungs-Zeitpunkt, Fachgebiet Ökologie und Naturschutz, Universität Kassel. Dissertation, 414 S

Fabian Y, Sandau N, Bruggisser OT, Aebi A, Kehrli P, Rohr RP, Naisbit RE, Bersier L-F (2013) The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. J Anim Ecol 82(6):1203-1214. doi: 10.1111/1365-2656.12103

di Falco S (2012) On the value of agricultural biodiversity. Annual review of resource economics (4):207-223. doi: 10.1146/annurev-resource-110811-114543

Feber RE, Firbank LG, Johnson PJ, Macdonald DW (1997) The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. Agriculture, Ecosystems & Environment 64(2):133-139. doi: 10.1016/S0167-8809(97)00031-5

Firbank LG (2005) Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. Ann Applied Biology 146(2):163-175. doi: 10.1111/j.1744-7348.2005.040078.x

Flade M (2012) Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster - zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. Vogelwelt(133):149-158

Freemark KE, Kirk DA (2001) Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. Biological Conservation 101(3):337-350. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00079-9

Frieben B (1990) Bedeutung des Organischen Landbaus für den Erhalt von Ackerwildkräutern. Natur und Landschaft (65):379-382

Frieben B, Prolingheuer U, Wildung M, Meyerhoff E (2012) Aufwertung der Agrarlandschaft durch ökologischen Landbau. Teil 1. Naturschutz und Landschaftsplanung (44):108-114

Gabriel D, Sait SM, Hodgson JA, Schmutz U, Kunin WE, Benton TG (2010) Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. Ecol Lett 13(7):858-869. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x

Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A (2014) Atlas Deutscher Brutvogelarten: Atlas of German breeding birds. Münster, Westf.: Stiftung Vogelmonitoring Deutschland, 800 S

Geiger F (2011) Agricultural Intensification and Farmland Birds: Wageningen University, 186 p

Gottwald F (2010a) Segetalflora. In: Stein-Bachinger K, Fuchs S, Gottwald F (Hrsg.) Naturschutzfachliche Optimierung des ökologischen Landbaus "Naturschutzhof Brodowin". 98-105

Gottwald F (2010b) Tagfalter. In: Stein-Bachinger K, Fuchs S, Gottwald F (Hrsg.) Naturschutzfachliche Optimierung des ökologischen Landbaus "Naturschutzhof Brodowin". 105-118

Gottwald F, Stein-Bachinger K (2010) Anlage und Pflege von Säumen an Hecken und Waldrändern. In Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus, Naturschutzhof Brodowin, Naturschutz und Biologische Vielfalt, S 261-276

Gottwald F, Stein-Bachinger K (2016) Landwirtschaft für Artenvielfalt - Ein Naturschutzmodul für ökologisch wirtschaftende Betriebe, www.landwirtschaft-artenvielfalt.de, 207 S

Gottwald F, Peil J, Stein-Bachinger K, Flade M, Meyer S (2017) Wege im Ackerwildkrautschutz: Schutzäcker, Schonstreifen und ökologische Landwirtschaft – Erfahrungen und Perspektiven in Nordostdeutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt (164):233-253

Gottwald F, Stein-Bachinger K (2018) 'Farming for Biodiversity'--a new model for integrating nature conservation achievements on organic farms in north-eastern Germany. Org. Agr. 8(1):79-86. doi: 10.1007/s13165-017-0198-2

Goulson D (2014) Pesticides linked to bird declines. Nature 511(7509):295-296. doi: 10.1038/nature13642

Grossman JJ (2015) Ecosystem service trade-offs and land use among smallholder farmers in eastern Paraguay. E&S 20(1):1-15. doi: 10.5751/ES-06953-200119

Haber W (2014) Landwirtschaft und Naturschutz. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag, 310 S

Hald AB (1999) Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. Annals of Applied Biology 134(3):307-314. doi: 10.1111/j.1744-7348.1999.tb05269.x

Hallmann CA, Foppen RPB, van Turnhout, Chris AM, de Kroon H, Jongejans E (2014) Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature 511:341 EP. doi: 10.1038/nature13531

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hören T, Goulson D, de Kroon H (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12(10):e0185809. doi: 10.1371/journal.pone.0185809

Happe AK, Riesch F, Rösch V, Gallé R, Tscharntke T, Batáry P (2018) Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. Agriculture, Ecosystems & Environment 254:92-98. doi: 10.1016/j.agee.2017.11.019

Heap I (2014) Herbicide Resistant Weeds. In: Pimentel D, Peshin R (eds) Integrated Pest Management: Pesticide Problems. Dordrecht: Springer, pp 281-301

Hiltbrunner J, Scherrer C, Streit B, Jeanneret P, Zihlmann U, Tschachtli R (2008) Long-term weed community dynamics in Swiss organic and integrated farming systems. Weed Research 48(4):360-369. doi: 10.1111/j.1365-3180.2008.00639.x

Hodgson JA, Kunin WE, Thomas CD, Benton TG, Gabriel D (2010) Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. Ecol Lett 13(11):1358-1367. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x

Hofmeister H, Garve E (2006) Lebensraum Acker: Mit 32 Tabellen, Reprint der 2., neubearbarbeitet Auflage, Remagen: Kessel, VIII, 327 S

Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV, Evans AD (2005) Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122(1):113-130. doi: 10.1016/j.biocon.2004.07.018

Holzschuh A, Stefan-Dewenter I, Kleijn D, Tscharntke T (2007) Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. Journal of Applied Ecology 44(1):41-49. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x

Holzschuh A, Stefan-Dewenter I, Tscharntke T (2008) Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. Oikos 117(3):354-361. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x

Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T (2010) How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? Journal of Animal Ecology 79(2):491-500. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x

Isbell F, Reich PB, Tilman D, Hobbie SE, Polasky S, Binder S (2013) Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. Proc Natl Acad Sci U S A 110(29):11911-11916. doi: 10.1073/pnas.1310880110

Jackson LE, Pascual U, Hodgkin T (2007) Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 121(3):196-210. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.017

Joest R (2018) Wie wirksam sind die Vertragsnaturschutzmaßnahmen für Feldvögel?: Untersuchungen an Feldlerchenfenstern, extensivierten Getreideäckern und Ackerbrachen in der Hellwegbörde (NRW). Die Vogelwelt 138(2):109-121

Knudsen MT, Hermansen JE, Cederberg C, Herzog F, Vale J, Jeanneret P, Sarthou J-P, Friedel JK, Balázs K, Fjellstad W, Kainz M, Wolfrum S, Dennis P (2017) Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. Sci Total Environ 580:358-366. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.172

Kohler P (2015) Verbreitung und Zusammensetzung der Segetalflora im Naturpark Barnim, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung (HNE). Thesis, 98 S

Kragten S, de Snoo GR (2008) Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. Agriculture, Ecosystems & Environment 126(3-4):270-274. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.006

Krauss J, Gallenberger I, Steffan-Dewenter I (2011) Decreased Functional Diversity and Biological Pest Control in Conventional Compared to Organic Crop Fields. PLOS ONE 6(5):9. doi: 10.1371/journal.pone.0019502

Kremen C, Williams NM, Thorp RW (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. Proc Natl Acad Sci U S A 99(26):16812-16816. doi: 10.1073/pnas.262413599

Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities and Trade-Offs. E&S 17(4). doi: 10.5751/ES-05035-170440

Kretschmer H, Pfeffer H, Hoffmann J, Schrödl G, Fux I (1995) Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands - Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. ZALF-Bericht, 233 S

Kühne S, Freyer B (2012) Saumbiotope und ihre Bedeutung für Artenvielfalt und biologischen Pflanzenschutz. Berlin-Dahlem. Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft, S 24-36

Landis DA (2017) Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. Basic and Applied Ecology 18:1-12. doi: 10.1016/j.baae.2016.07.005

Lang M, Prestele J, Fischer C, Kollmann J, Albrecht H (2016) Reintroduction of rare arable plants by seed transfer. What are the optimal sowing rates? Ecol Evol 6(15):5506-5516. doi: 10.1002/ece3.2303

Leuschner C, Krause B, Meyer S, Bartels M (2014) Strukturwandel im Agrar- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. Natur und Landschaft (89):386-391

Lichtenberg EM, Kennedy CM, Kremen C, Batáry P, Berendse F, Bommarco R, Bosque-Pérez NA, Carvalheiro LG, Snyder WE, Williams NM, Winfree R, Klatt BK, Åström S, Benjamin F, Brittain C, Chaplin-Kramer R, Clough Y, Danforth B, Diekötter T, Eigenbrode SD, Ekroos J, Elle E, Freitas BM, Fukuda Y, Gaines-Day HR, Grab H, Gratton C, Holzschuh A, Isaacs R, Isaia M, Jha S, Jonason D, Jones VP, Klein A-M, Krauss J, Letourneau DK, Macfadyen S, Mallinger RE, Martin EA, Martinez E, Memmott J, Morandin L, Neame L, Otieno M, Park MG, Pfiffner L, Pocock MJO, Ponce C, Potts SG, Poveda K, Ramos M, Rosenheim JA, Rundlöf M, Sardiñas H, Saunders ME, Schon NL, Sciligo AR, Sidhu CS, Stefan-Dewenter I, Tscharntke T, Veselý M, Weisser WW, Wilson JK, Crowder DW (2017) A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. Glob Chang Biol 23(11):4946-4957. doi: 10.1111/gcb.13714

Lokemoen JT, Beiser JA (1997) Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage and organic cropland. Journal of Wildlife Management 61(3):644-655. doi: 10.2307/3802172

Lori M, Symnaczik S, Mäder P, de Deyn G, Gattinger A (2017) Organic farming enhances soil microbial abundance and activity - A meta-analysis and meta-regression. PLOS ONE 12(7):e0180442. doi: 10.1371/journal.pone.0180442

MA [Millenium Ecosystem Assessment] (2005) Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Biodiversity synthesis. Washington, DC: World Resources Institute, The millennium ecosystem assessment series, 86 p

Marja R, Herzon I, Viik E, Elts J, Mänd M, Tscharntke T, Batáry P (2014) Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. Biological Conservation 178:146-154. doi: 10.1016/j.biocon.2014.08.005

McCracken D, Tallowin J (2004) Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. Ibis 146(Suppl. 2):108-114. doi: 10.1111/j.1474-919X.2004.00360.x

Meehan TD, Werling BP, Landis DA, Gratton C (2011) Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences 108(28):11500-11505. doi: 10.1073/pnas.1100751108

Meyer S, Wesche K, Krause B, Brütting C, Hensen I, Leuschner C (2014) Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. Natur und Landschaft (89):392-398

Mondelaers K, Aertsens J, van Huylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal 111(10):1098-1119. doi: 10.1108/00070700910992925

Niggli U, Besson J-M (1996) Landbausysteme im Langzeitversuch. Lebendige Erde (3):185-189

Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R (2014) Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. Science 346(6215):1360-1362. doi: 10.1126/science.1257259

Oppermann R, Sutcliffe LME, Arndt J, Gottwald F, Jedicke E, Keelan S, Kretzschmar C, Meyerhoff E, Metzner J, Ochsner S, Pfeffer H, Schmidt J, Stein-Bachinger K, Wiersbinski N (2018) Naturwertfördernde Maßnahmen und Natur-Agrar-Beratung - fünf Anforderungen. Natur und Landschaft (93):120-124

Pascual M, Miñana EP, Giacomello E (2016) Integrating knowledge on biodiversity and ecosystem services: Mind-mapping and Bayesian Network modelling. Ecosystem Services 17:112-122. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.12.004

Pe'er G, Lakner S, Müller R, Passoni G, Bontzorlos V, Clough D, Moreira F, Azam C, Berger J, Bezak P, Bonn A, Hansjürgens B, Hartmann L, Kleemann J, Lomba A, Sahrbacher A, Schindler S, Schleyer C, Schmidt J, Schüler S, Sirami C, Meyer-Höfer M, Zinngrebe Y (2017) Ist die GAP fit für die Zukunft der Landwirtschaft? Zusammenfassung der GAP-Fitness-Check-Studie und Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger, 9 S

Pfiffner L, Niggli U (1996) Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigaeic arthropods in winter wheat. Biological Agriculture and Horticulture (12):353-364

Pfiffner L, Häring AM, Stolze M, Piorr A (2001) Contributions of Organic Farming to a Sustainable Environment. In: Danish Ministry of Food (ed) Contributions of Organic Farming to a Sustainable Environment. Copenhagen, pp 115-123

Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution and protection. Science 344(6187):1246752. doi: 10.1126/science.1246752

Ponce C, Bravo C, Garcia de Leon D, Magana M, Alonso JC (2011) Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. Agriculture, Ecosystems & Environment 141(1-2):193-201. doi: 10.1016/j.agee.2011.02.030

de Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108:1-9. doi: 10.1016/j.agsy.2011.12.004

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE (2010) Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology & Evolution 25(6):345-353. doi: 10.1016/j.tree.2010.01.007

Power EF, Stout JC (2011) Organic dairy farming: impacts on insect-flower interaction networks and pollination. Journal of Applied Ecology 48(3):561-569. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01949.x

Rahmann G (2011) Biodiversity and Organic farming: What do we know? Landbauforschung 61(3):189-208

Rao S, Stephen WP (2009) Bumble Bee Pollinators in Red Clover Seed Production. Crop Science 49(6):2207. doi: 10.2135/cropsci2009.01.0003

Robinson RA, Sutherland WJ (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. J Appl Ecology 39(1):157-176. doi: 10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x

Rodríguez-Ortega T, Oteros-Rozas E, Ripoll-Bosch R, Tichit M, Martín-López B, Bernués A (2014) Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. Animal 8:1361-1372

Roß-Nickoll M, Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer S, Smolis M, Theißen B, Toschki A, Ratte HT (2004) Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. Texte (UBA)

Rotchés-Ribalta R, Blanco-Moreno JM, Armengot L, José-María L, Sans FX (2015) Which conditions determine the presence of rare weeds in arable fields? Agriculture, Ecosystems & Environment 203:55-61. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.022

Rühs M, Stein-Bachinger K (2018) Honorierung von Naturschutzleistungen - Grundlagen und Beispiele für ökologisch bewirtschaftete Betriebe. www.landwirtschaft-artenvielfalt.de, 98 S

Rundlöf M, Smith HG (2006) The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. Journal of Applied Ecology 43(6):1121-1127. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01233.x

Rundlöf M, Nilsson H, Smith HG (2008) Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. Biological Conservation 141(2):417-426. doi: 10.1016/j.biocon.2007.10.011

Rydberg NT, Milberg P (2000) A Survey of Weeds in Organic Farming in Sweden. Biological Agriculture & Horticulture 18(2):175-185. doi: 10.1080/01448765.2000.9754878

Schertler K, Fischinger S (2015) Fokus-Naturtag - Beratungskonzept zur Förderung des Naturschutzbewusstseins und der Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe. In: Häring AM, Hörning B, Hoffmann-Bahnsen R, Luley H, Luthardt V, Pape J, Trei G (Hrsg.) 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, S 592-593

Schmitz J, Hahn M, Brühl CA (2014) Agrochemicals in field margins – An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. Agriculture, Ecosystems & Environment 193:60-69. doi: 10.1016/j.agee.2014.04.025

Schröter M, van der Zanden EH, van Oudenhoven APE, Remme RP, Serna-Chavez HM, de Groot RS, Opdam P (2014) Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. Conservation Letters 7(6):514-523. doi: 10.1111/conl.12091

Stein-Bachinger K, Fuchs S, Gottwald F (Hrsg.) (2010) Naturschutzfachliche Optimierung des ökologischen Landbaus "Naturschutzhof Brodowin". Naturschutz und Biologische Vielfalt 90:409

Stolze M, Piorr A, Anna H, Dabbert S (2000) The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe. Organic Farming in Europe: Economics and Policy 6:143

Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt C (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten. Radolfszell

Sudfeldt C, Dröschmeister R, Langgemach T, Wahl J (2010) Vögel in Deutschland - 2010. Münster: Eigenverlag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e.V., 56 S

van Swaay C, van Strien AJ, Aghababyan K, Åström S, Botham M, Brereton T, Carlisle B, Chambers P, Collins S, Dopagne C, Escobés R, Feldmann R, Fernández-García JM, Fontaine B, Goloshchapova S, Gracianteparaluceta A, Harpke A, Heliölä J, Khanamirian G, Komac B, Kühn E, Lang A, Leopold P, Maes D, Mestdagh X, Monasterio Y, Munguira ML, Murray T, Musche M, Õunap E, Pettersson LB, Piqueray J, Popoff S, Prokofev I, Roth T, Roy DB, Schmucki R, Settele J, Stefanescu C, Švitra G, Teixeira SM, Tiitsaar A, Verovnik R, Warren MS (2016) The Butterfly Indicator for Grassland Species 1990-2015. Wageningen: De Vlinderstichting. Wageningen Report, 42 p

TEEB (2010) Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren: Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese, 52 S

TEEB (ed) (2012) The Economics of Ecosystem and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management. Albingdon, New York: Earthscan from Routledge, 384 p

Thies C, Schreiber J, Flohre A, Fischer C, Tscharntke T (2010) Diversität, Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung. In: Hotes S, Wolters V (Hrsg.) Fokus Biodiversität: Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. München: oekom, S 171-175

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. Ecol Lett (8):857-874. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tuck SL, Winqvist C, Mota F, Ahnström J, Turnbull LA, Bengtsson J (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. J Appl Ecol 51(3):746-755. doi: 10.1111/1365-2664.12219

UBA [Umweltbundesamt] (2017) Indikatorenbericht Daten zur Umwelt 2017, 152 S

Uchida K, Ushimaru A (2014) Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. Ecological Monographs 84(4):637-658. doi: 10.1890/13-2170.1

Vickery JA, Tallowin JR, Feber RE, Asteraki EJ, Atkinson PW, Fuller RJ, Brown VK (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. J Appl Ecology 38(3):647-664. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x

Wahl J, Dröschmeister R, Gerlach B, Grüneberg C, Langgemach T, Trautmann S, Sudfeldt C (2015) Vögel in Deutschland - 2014. Münster: VSW, 71 S

Westrich P, Frommer U, Mandery K, Riemann H, Ruhnke H, Saure C, Voith J (2011) Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70:373-416

Whittaker RH (1972) Evolution and Measurement of Species Diversity. Taxon 21(2/3):213-251. doi: 10.2307/1218190

Wilhelm B (2016) Funktionen und Regulierung von Ackerwildkräutern. In: Freyer B (Hrsg.) Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen. Bern: Haupt Verlag: S 486-503

Winfree R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G, Aizen MA (2009) A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. Ecology 90(8):2068-2076

Winqvist C, Ahnström J, Bengtsson J (2012) Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. Ann N Y Acad Sci 1249:191-203. doi: 10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x

Woodcock BA, Isaac NJB, Bullock JM, Roy DB, Garthwaite DG, Crowe A, Pywell RF (2016) Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. Nat Commun 7:12459. doi: 10.1038/ncomms12459

Kapitel 6 - Klimaschutz

Aguilera E, Lassaletta L, Gattinger A, Gimeno BS (2013) Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 168:25-36. doi: 10.1016/j.agee.2013.02.003

Arah JRM (1997) Apportioning nitrous oxide fluxes between nitrification and denitrification using gas-phase mass spectrometry. Soil Biology and Biochemistry 29(8):1295-1299

Benoit M, Garnier J, Billen G, Tournebize J, Grehan E, Mary B (2015) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). Agriculture, Ecosystems & Environment 213:131-141

Berner A, Böhm H, Brandhuber R, Braun J, Brede U, Colling-von Roesgen J-L, Demmel M, Dierauer H, Doppler G, Ewald B (2012) Grundlagen zur Bodenfruchtbarkeit - Die Beziehung zum Boden gestalten. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Bio Austria, Bioland Beratung GmbH, Bio Suisse und IBLA Luxemburg, 32 S

BMUB (2016) Klimaschutzbericht 2016: Zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung, 116 S

Boguhn J (2004) In vitro - Untersuchungen zum Einfluss der Rationszusammensetzung auf die Synthese und das Aminosäurenmuster des mikrobiellen Proteins im Pansen. Dissertation, Department of Agronomy, Martin - Luther - Universität Halle - Wittenberg, 200 S

Cayuela ML, van Zwieten L, Singh BP, Jeffery S, Roig A, Sánchez-Monedero MA (2014) Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 191(Supplement C):5-16. doi: 10.1016/j.agee.2013.10.009

Cederberg C, Persson UM, Neovius K, Molander S, Clift R (2011) Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. Environmental Science & Technology 45(5):1773-1779. doi: 10.1021/es103240z

Conrad R (1996) Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H2, CO, CH4, OCS, N2O and NO). Microbiology and Molecular Biology Reviews 60(4):609-640

Cooper J, Baranski M, Stewart G, Nobel-de Lange M, Bàrberi P, Fließbach A, Peigné J, Berner A, Brock C, Casagrande M, Crowley O, David C, de Vliegher A, Döring TF, Dupont A, Entz M, Grosse M, Haase T, Halde C, Hammerl V, Huiting H, Leithold G, Messmer M, Schloter M, Sukkel W, van der Heijden, Marcel GA, Willekens K, Wittwer R, Mäder P (2016) Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development 36(1):22. doi: 10.1007/s13593-016-0354-1

Davidson EA (1991) Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrous oxide, and halomethanes. In: Oremland RS (Hrsg.) Biogeochemistry of Global Change. Springer, Boston, MA, pp 219-235

EU VO 834/2007: Verordnung (EU) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische / biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen / biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 (2007)

European Commission (2018) Proposal for an Effort Sharing Regulation 2021-2030, zu finden in <https://ec.europa.eu/clima/policies/effort/proposal_en>

Firestone MK, Davidson EA (1989) Microbiological basis of NO and N2O production and consumption in soil. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere 47:7-21

Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde 79(6):417-465

Flachowsky G, Lebzien P, Strobel E (2003) „Biotechnikum“ Pansen–Potenziale und Grenzen. Züchtungskunde 75:46-65

Flessa H, Dörsch P, Beese F (1995) Seasonal variation of N2O and CH4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 100(D11):23115-23124. doi: 10.1029/95JD02270

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2015) Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung – Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, S 25-48

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

Gattinger A, Hörtenhuber S, Klocke P, Lindenthal T, Schader C (2011a) Strategien zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen in der ökologischen Milchviehhaltung. In: Emissionen der Tierhaltung: Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik : KTBL-Tagung 6.-8. Dezember 2011 Kloster Banz, Bad Staffelstein. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, S 340-344

Gattinger A, Jawtusch J, Müller A, Mäder P (2011b) No-till agriculture – a climate smart solution? Climate Changes and Agriculture, Report No. 2, 25 p

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 U S A 109(44):18226-18231. doi: 10.1073/pnas.1209429109

Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fließbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, El-Hage Scialabba N, Niggli U (2013) Reply to Leifeld et al.: Enhanced top soil carbon stocks under organic farming is not equated with climate change mitigation. Proc Natl Acad Sci U S A 110(11):E985. doi: 10.1073/pnas.1221886110

de Gryze S, Wolf A, Kaffka SR, Mitchell J, Rolston DE, Temple SR, Lee J, Six J (2010) Simulating greenhouse gas budgets of four California cropping systems under conventional and alternative management. Ecological Applications 20(7):1805-1819

Gustavsson J, Cederberg C, Sonesson U, van Otterdijk R, Meybeck A (2011) Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention. Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK) Gothenburg, Sweden and FAO Rome, Italy, 38 p

Hütsch BW, Mengel K, Russell P (1996) CH4 oxidation in two temperate arable soils as affected by nitrate and ammonium application. Biology and Fertility of Soils 23(1):86-92

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. Organic Agriculture 7(3):243-266. doi: 10.1007/s13165-017-0193-7

Kirschke S, Bousquet P, Ciais P, Saunois M, Canadell JG, Dlugokencky EJ, Bergamaschi P, Bergmann D, Blake DR, Bruhwiler L (2013) Three decades of global methane sources and sinks. Nature Geoscience 6(10):813

Knudsen MT (2011) Environmental assessment of imported organic products - focusing on orange juice from Brazil and soybeans from China, Department of Agriculture and Ecology, University of Copenhagen. Dissertation, 158 p

Knudsen MT, Hermansen JE, Halberg N, Andreasen L, Williams A (eds) (2011) Life cycle assessment of organic food and farming systems: methodological challenges related to greenhouse gas emissions and carbon sequestration, p 33-62

Krause H-M, Thonar C, Eschenbach W, Well R, Mäder P, Behrens S, Kappler A, Gattinger A (2017) Long term farming systems affect soils potential for N2O production and reduction processes under denitrifying conditions. Soil Biology and Biochemistry 114(Supplement C):31-41. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.06.025

Krause H-M, Hüppi R, Leifeld J, El-Hadidi M, Harter J, Kappler A, Hartmann M, Behrens S, Mäder P, Gattinger A (2018) Biochar affects community composition of nitrous oxide reducers in a field experiment. Soil Biology and Biochemistry 119:143-151

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(01):38-52. doi: 10.1017/S1742170507002062

Kutsch WL, Aubinet M, Buchmann N, Smith P, Osborne B, Eugster W, Wattenbach M, Schrumpf M, Schulze ED, Tomelleri E, Ceschia E, Bernhofer C, Béziat P, Carrara A, Di Tommasi P, Grünwald T, Jones M, Magliulo V, Marloie O, Moureaux C, Olioso A, Sanz MJ, Saunders M, Søgaard H, Ziegler W (2010) The net biome production of full crop rotations in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 139(3):336-345. doi: 10.1016/j.agee.2010.07.016

Lal R (2004) Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. Science 304:1623-1627

Leifeld J, Fuhrer J (2010) Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? Ambio: A Journal of the Human Environment 39(8):585-599

Lipinski B, Hanson C, Lomax J, Kitinoja L, Waite R, Searchinger T (2013) Reducing food loss and waste: Working Paper, Installment 2 of Creating a Sustainable Food Future. Washington D.C., 40 p

Lori M, Symnaczik S, Mäder P, de Deyn G, Gattinger A (2017) Organic farming enhances soil microbial abundance and activity - A meta-analysis and meta-regression. PLOS ONE 12(7):e0180442. doi: 10.1371/journal.pone.0180442

Lundqvist J, de Fraiture C, Molden D (2008) Saving Water: From Field to Fork - Curbing Losses and Wastage in the Food Chain. SIWI Policy Brief, 36 p

MacDougall AH, Avis CA, Weaver AJ (2012) Significant contribution to climate warming from the permafrost carbon feedback. Nature Geoscience 5(10):719

Meier MS, Stoessel F, Jungbluth N, Juraske R, Schader C, Stolze M (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - are the differences captured by life cycle assessment? Journal of Environmental Management 149:193-208. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.10.006

Mondelaers K, Aertsens J, van Huylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal 111(10):1098-1119. doi: 10.1108/00070700910992925

Münger A, Denninger T, Martin C, Eggerschwiler L, Dohme-Meier F (2018) Methanemissionen von weidenden Milchkühen: Vergleich zweier Messmethoden. Agrarforschung Schweiz 9(6):180-185

Myhre G, Shindell D, Bréon FM, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J, Koch D, Lamarque JF, Lee D, Mendoza B (2013) Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. K., Tignor, M., Allen, SK, Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., and Midgley, PM, Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Myhre G, Shindell D, Bréon FM, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J, Koch D, Lamarque JF, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H (2013) Anthropogenic and natural radiative forcing. In Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, doi:10.1017/CBO9781107415324.018, pp 659-740

Olson KR, Al-Kaisi MM (2015) The importance of soil sampling depth for accurate account of soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss. CATENA 125:33-37. doi: 10.1016/j.catena.2014.10.004

Ottow JCG (2011) Mikrobiologie von Böden: Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 485 S

Pachauri RK, Allen MR, Barros VR, Broome J, Cramer W, Christ R, Church JA, Clarke L, Dahe Q, Dasgupta P (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Pachauri R and Meyer L (Hersg.), Geneva, Switzerland, IPCC, 151 p

Pardo G, Moral R, Aguilera E, Prado A (2015) Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. Global Change Biology 21(3):1313-1327

Paulsen HM, Warnecke S, Rahmann G (2014) Options to reduce greenhouse gas emissions from enteric fermentation and manure handling in dairy farming - An analysis based on farm network data. Building Organic Bridges 2:441-444

Powlson DS, Stirling CM, Jat ML, Gerard BG, Palm CA, Sanchez PA, Cassman KG (2014) Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. Nature Climate Change 4:678. doi: 10.1038/nclimate2292

Ramachandran Nair PK, Mohan Kumar B, Nair VD (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172(1):10-23

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson A, Chapin FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. Nature 461(7263):472-475. doi: 10.1038/461472a

Schmid H, Hülsbergen K-J (2015) Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut: S 257-291

Sehy U, Ruser R, Munch JC (2003) Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. Agriculture, Ecosystems & Environment 99(1):97-111. doi: 10.1016/S0167-8809(03)00139-7

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485(7397):229-232. doi: 10.1038/nature11069

Sexstone AJ, Revsbech NP, Parkin TB, Tiedje JM (1985) Direct Measurement of Oxygen Profiles and Denitrification Rates in Soil Aggregates 1. Soil Science Society of America Journal 49(3):645-651

Skinner C, Gattinger A, Krauss M, Krause H-M, Mayer J, van der Heijden M, Mäder P (2019) The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. Scientific Reports 9(1702):1-10 doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w

Skinner C, Gattinger A, Muller A, Mäder P, Flieβbach 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. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.098

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, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J (2008) Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363(1492):789-813. doi: 10.1098/rstb.2007.2184

Stuart T (2009) Waste: Uncovering the global food scandal: The True Cost of What the Global Food Industry Throws Away. Penguin Verlag, München, 480 S

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. Annals of Applied Biology 161(2):116-126. doi: 10.1111/j.1744-7348.2012.00555.x

Umweltbundesamt (2017) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2017—Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2015. Dessau

Umweltbundesamt (2018) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2018: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2016, UNFCCC-Submission, 959 S

Viechtbauer W (2010) Conducting meta-analysis in R with the metafor package. Journal of Statistical Software 36(3):1-48

Wheeler T, von Braun J (2013) Climate change impacts on global food security. Science 341(6145):508-513

Willison TW, Cook R, Müller A, Powlson DS (1996) CH4 oxidation in soils fertilized with organic and inorganic-N; differential effects. Soil Biology and Biochemistry 28(1):135-136

Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. Soil Biology and Biochemistry 33(12-13):1723-1732

Kapitel 7 - Klimaanpassung

de Alba S, Lindstrom M, Schumacher TE, Malo DD (2004) Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: A new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. CATENA 58(1):77-100. doi: 10.1016/j.catena.2003.12.004

Almagro M, de Vente J, Boix-Fayos C, García-Franco N, de Melgares Aguilar J, González D, Solé-Benet A, Martínez-Mena M (2016) Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 21(7):1029-1043. doi: 10.1007/s11027-013-9535-2

Armstrong Brown SM, Cook HF, Lee HC (2000) Topsoil Characteristics from a Paired Farm Survey of Organic versus Conventional Farming in Southern England. Biological Agriculture & Horticulture 18(1):37-54. doi: 10.1080/01448765.2000.9754863

Arnhold S, Lindner S, Lee B, Martin E, Kettering J, Nguyen TT, Koellner T, Ok YS, Huwe B (2014) Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. Geoderma 219-220:89-105. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.12.023

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(4):305-311. doi: 10.1079/SUM2003212

Auerswald K, Gerl G, Kainz M (2006) Influence of cropping system on harvest erosion under potato. Soil and Tillage Research 89(1):22-34. doi: 10.1016/j.still.2005.06.008

Auerswald K, Fischer FK, Kistler M, Treisch M, Maier H, Brandhuber R (2018) Behavior of farmers in regard to erosion by water as reflected by their farming practices. Science of the Total Environment 613-614:1-9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.003

Auerswald K, Fischer FK, Winterrath T (in Abstimmung) Klimawirkung Regenerosivität. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) Klimawirkungskarten Bayern

Bachmair S, Faust E (2017) Immer wieder Starkregen. In: Topics Geo: Naturkatastrophen 2016. Analysen, Bewertungen, Positionen

Barbieri P, Pellerin S, Nesme T (2017) Comparing crop rotations between organic and conventional farming. Scientific Reports 7(1):13761. doi: 10.1038/s41598-017-14271-6

Beyer L (1991) Gefügeeigenschaften von Parabraunerden und Podsolen unter Wald- und Ackernutzung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 154(2):107-114. doi: 10.1002/jpln.19911540206

Bioland e. V. Verband für organisch-biologischen Landbau (2016) Bioland Richtlinien

Biopark e. V. (2012) Biopark® Ökologischer Landbau: Erzeugerrichtlinie

Biokreis Verband für ökologischen Landbau und gesunde Ernährung e.V. (Ed.) (2016) Richtlinien Erzeugung

Le Bissonnais Y (1996) Soil characteristics and aggregate stability. In: Agassi M (ed) Soil erosion, conservation, and rehabilitation. New York: Marcel Dekker, Inc., pp 41-60

Colla G, Mitchell JP, Joyce BA, Huyck LM, Wallender WW, Temple SR, Hsiao TC, Poudel DD (2000) Soil physical properties and tomato yield and quality in alternative cropping systems. Agronomy Journal 92(5):924-932. doi: 10.2134/agronj2000.925924x

Colvin TS, Berry EC, Erbach DC, Laflen JM (1986) Tillage Implement Effects on Corn and Soy-bean Residue. Transactions of the ASAE 29(1):56-59. doi: 10.13031/2013.30101

Colvin TS, Laflen JM, Erbach DC (1981) A review of residue reduction by individual tillage implements. In: Crop production with conservation in the 80's. St. Joseph, Michigan: ASAE Publications, pp 102-110

Colvin TS, Thangavadivelu S, Hawkins BE, Bern CJ (1990) Residue management expert system. ASAE. St. Joseph, Michigan, Paper No. 90-1559

Cooper J, Baranski M, Stewart G, Nobel-de Lange M, Bàrberi P, Fließbach A, Peigné J, Berner A, Brock C, Casagrande M, Crowley O, David C, de Vliegher A, Döring TF, Dupont A, Entz M, Grosse M, Haase T, Halde C, Hammerl V, Huiting H, Leithold G, Messmer M, Schloter M, Sukkel W, van der Heijden MGA, Willekens K, Wittwer R, Mäder P (2016) Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: A meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development 36(1):158. doi: 10.1007/s13593-016-0354-1

Crittenden SJ, Poot N, Heinen M, van Balen DJM, Pulleman MM (2015) Soil physical quality in contrasting tillage systems in organic and conventional farming. Soil and Tillage Research 154:136-144. doi: 10.1016/j.still.2015.06.018

Demeter e. V. (2016) Erzeugung und Verarbeitung: Richtlinien für die Zertifizierung "Demeter" und "Biodynamisch", 1. Auflage, 75 S

Deutschländer T, Dalelane C (2012) Auswertung regionaler Klimaprojektionen für Deutschland hinsichtlich der Änderung des Extremverhaltens von Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit

Deutscher Bundestag (3/17/1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). BBodSchG.

Ecoland e. V. (2009) Richtlinien: Erzeugung und Verarbeitung

Eltun R, Korsæth A, Nordheim O (2002) A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway. Agriculture, Ecosystems & Environment 90(2):155-168. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00198-0

Evanylo G, Sherony C, Spargo J, Starner D, Brosius M, Haering K (2008) Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. Agriculture, Ecosystems & Environment 127(1-2):50-58. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.014

Fischer FK, Winterrath T, Auerswald K (2018) Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. doi: 10.5194/hess-2018-504

Fohrer N (2008) Nutzung des Bodenspeicherpotenzials für Wasser als Vorsorgemöglichkeit für Starkregenereignisse und Trockenperioden. In: Klimawandel und Ökolandbau: Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf: KBTL-Fachgespräch 1. und 2. Dezember 2008 in Göttingen. Darmstadt: KTBL, S 131-140

Gäa e. V. - Vereinigung ökologischer Landbau (2017) Gäa-Richtlinien: Erzeugung

Glover JD, Reganold JP, Andrews PK (2000) Systematic method for rating soil quality of conventional, organic and integrated apple orchards in Washington State. Agriculture, Ecosystems & Environment 80(1-2):29-45. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00131-6

Goh KM (2011) Greater Mitigation of Climate Change by Organic than Conventional Agriculture: A Review. Biological Agriculture & Horticulture 27(2):205-229. doi: 10.1080/01448765.2011.9756648

Gömann H, Bender A, Bolte A, Dirksmeyer W, Englert H, Feil J-H, Frühauf C, Hauschild M, Krengel S, Lilienthal H, Löpmeier F-J, Müller J, Mußhoff O, Natkhin M, Offermann F, Seidel P, Schmidt M, Seintsch B, Steidl J, Strohm K (2015) Agrarrelevante Extremwetterlagen und Möglichkeiten von Risikomanagementsystemen: Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung

und Landwirtschaft (BMEL). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Online-Ressource (XVIII, 289 S., 10481 KB). Thünen Report 30, 317 S

Gomiero T, Paoletti MG, Pimentel D (2008) Energy and Environmental Issues in Organic and Conventional Agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 27(4):239-254. doi: 10.1080/07352680802225456

Green VS, Cavigelli MA, Dao TH, Flanagan DC (2005) Soil physical properties and aggregate-associated C, N, and P distributions in organic and conventional cropping systems. Soil Science 170(10):822-831

Hathaway-Jenkins LJ, Sakrabani R, Pearce B, Whitmore AP, Godwin RJ (2011) A comparison of soil and water properties in organic and conventional farming systems in England. Soil Use and Management 27(2):133-142. doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00335.x

Haulon M, Werner G, Flores-García G, Vera-Reyes A, Felix-Henningsen P (2007) Assessment of erosion rates during rehabilitation of hardened volcanic soils (tepetates) in Tlaxcala. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas 24(3):498-509

Haynes RJ, Beare MH (1996) Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils. In: Carter MR, Stewart BA (eds) Structure and organic matter storage in agricultural soils. Boca Raton, London: CRC Lewis Publishers, pp 213-262

Hillel D (2004) Introduction to environmental soil physics. Amsterdam, London: Elsevier Academic Press, 494 p

Hondebrink MA, Cammeraat LH, Cerdà A (2017) The impact of agricultural management on selected soil properties in citrus orchards in Eastern Spain: A comparison between conventional and organic citrus orchards with drip and flood irrigation. Science of the Total Environment 581-582:153-160. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.087

IFOAM (2014) The IFOAM Norms for Organic Production and Processing: Version 2014. Germany

Joensuu K, Saarinen M (2017) Applying soil quality indicators in the context of life cycle assessment in a Finnish case study. The International Journal of Life Cycle Assessment 22(9):1339-1353. doi: 10.1007/s11367-016-1247-x

Joyce BA, Wallender WW, Mitchell JP, Huyck LM, Temple SR, Brostrom PN, Hsiao TC (2002) Infiltration and soil water storage under winter cover cropping in California's Sacramento Valley. Transactions of the ASAE 45(2):315-326. doi: 10.13031/2013.8526

Kainz M (1991) Schutzmaßnahmen gegen Bodenerosion. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit: Band 3 Bodenerosion. Hamburg: Paul Parey, S 83-98

Kainz M, Siebrecht N, Reents H-J (2009) Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion. In: Mayer J, Alföldi T, Leiber F, Dubois D, Fried P, Heckendorn F, Hillmann E, Klocke P, Lüscher A, Riedel S, Stolze M, Strasser F, van der Heijden M, Willer H (Hrsg.) Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Berlin: Dr. Köster, S 53-56

Kirchhoff M, Rodrigo-Comino J, Seeger M, Ries JB (2017) Soil erosion in sloping vineyards under conventional and organic land use managements (Saar-Mosel Valley, Germany). Cuadernos de Investigación Geográfica 43(1):119-140. doi: 10.18172/cig.3161

Kuhn NJ, Armstrong EK, Ling AC, Connolly KL, Heckrath G (2012) Interrill erosion of carbon and phosphorus from conventionally and organically farmed Devon silt soils. CATENA 91:94-103. doi: 10.1016/j.catena.2010.10.002

Larsen E, Grossman J, Edgell J, Hoyt G, Osmond D, Hu S (2014) Soil biological properties, soil losses and corn yield in long-term organic and conventional farming systems. Soil and Tillage Research 139:37-45. doi: 10.1016/j.still.2014.02.002

Lilienthal H, Schnug E (2008) Hochwasserschutz durch ökologische Bodenbewirtschaftung. In: Klimawandel und Ökolandbau: Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf: KBTL-Fachgespräch 1. und 2. Dezember 2008 in Göttingen. Darmstadt: KTBL, S 123-130

Mander Ü, Mikk M, Külvik M (1999) Ecological and low intensity agriculture as contributors to landscape and biological diversity. Landscape and Urban Planning 46(1-3):169-177. doi: 10.1016/S0169-2046(99)00042-0

Martens DA, Frankenberger WT (1992) Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. Agronomy Journal 84(4):707-717. doi: 10.2134/agronj1992.00021962008400040032x

Morgan RPC (1999) Bodenerosion und Bodenerhaltung. Stuttgart: Enke im Georg Thieme Verlag, XVI, 236 S

Moriondo M, Pacini C, Trombi G, Vazzana C, Bindi M (2010) Sustainability of dairy farming system in Tuscany in a changing climate. European Journal of Agronomy 32(1):80-90. doi: 10.1016/j.eja.2009.05.001

Naturland - Verband für ökologischen Landbau e. V. (2016) Naturland Richtlinien: Erzeugung

Newbould P (1982) Losses and accumulation of organic matter in soils. In: Boels D, Davies DB, Johnston AE (eds) Soil Degradation: Proceedings of the Land Use Seminar on Soil Degradation / Wageningen / 13-15 October 1980. Rotterdam: A. A. Balkema, pp 107-131

van Oost K, Govers G, de Alba S, Quine TA (2006) Tillage erosion: A review of controlling factors and implications for soil quality. Progress in Physical Geography 30(4):443-466. doi: 10.1191/0309133306pp487ra

Pacini C, Wossink A, Giesen G, Vazzana C, Huirne R (2003) Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 95(1):273-288. doi: 10.1016/S0167-8809(02)00091-9

Papadopoulos A, Bird NRA, Whitmore AP, Mooney SJ (2009) Investigating the effects of organic and conventional management on soil aggregate stability using X-ray computed tomography. European Journal of Soil Science 60(3):360-368. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01126.x

Peigné J, Ball BC, Roger-Estrade J, David C (2007) Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. Soil Use and Management 23(2):129-144. doi: 10.1111/j.1475-2743.2006.00082.x

Poeplau C, Don A (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 200:33-41. doi: 10.1016/j.agee.2014.10.024

Poesen JWA, Verstraeten G, Soenens R, Seynaeve L (2001) Soil losses due to harvesting of chicory roots and sugar beet: An underrated geomorphic process? CATENA 43(1):35-47. doi: 10.1016/S0341-8162(00)00125-9

Rasiah V, Kay BD, Martin T (1992) Variation of Structural Stability with Water Content: Influence of Selected Soil Properties. Soil Science Society of America Journal 56(5):1604-1609. doi: 10.2136/sssaj1992.03615995005600050044x

Reganold JP, Elliott LF, Unger YL (1987) Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. Nature 330(6146):370-372. doi: 10.1038/330370a0

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Washington: United States Department of Agriculture. Agriculture Handbook No. 703, 407 S

Roper WR, Osmond DL, Heitman JL, Wagger MG, Reberg-Horton SC (2017) Soil health indicators do not differentiate among agronomic management systems in North Carolina soils. Soil Science Society of America Journal 81(4):828-843. doi: 10.2136/sssaj2016.12.0400

Rotz CA, Kamphuis GH, Karsten HD, Weaver RD (2007) Organic dairy production systems in Pennsylvania: A case study evaluation. J Dairy Sci 90(8):3961-3979. doi: 10.3168/jds.2006-527

Ruysschaert G, Poesen J, Auerswald K, Verstraeten G, Govers G (2007) Soil losses due to potato harvesting at the regional scale in Belgium. Soil Use and Management 23(2):156-161. doi: 10.1111/j.1475-2743.2006.00077.x

Schnug E, Haneklaus S (2002) Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden - Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. Landbauforschung Völkenrode 52(4):197-203

Schuler J, Kächele H, Müller K, Helming K, Zander P (2006) Economic frame for soil conservation policies. In: Boardman J, Poesen J (eds) Soil erosion in Europe. Chichester: John Wiley, pp 791-803

Schulze Lammers P, Strätz J (2003) Progress in soil tare separation in sugar beet harvest. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166(1):126-127. doi: 10.1002/jpln.200390004

Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, 2nd ed. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co., 64 S

Scialabba NE-H, Müller-Lindenlauf M (2010) Organic agriculture and climate change. Renewable Agriculture and Food Systems 25(02):158-169. doi: 10.1017/S1742170510000116

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

Shepherd MA, Harrison R, Webb J (2002) Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. Soil Use and Management 18(3):284-292. doi: 10.1079/SUM2002134

Siegrist S, Schaub D, Pfiffner L, Mäder P (1998) Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. Agriculture, Ecosystems & Environment 69(3):253-264. doi: 10.1016/S0167-8809(98)00113-3

Stockdale EA, Lampkin NH, Hovi M, Keatinge R, Lennartsson EKM, Macdonald DW, Padel S, Tattersall FH, Wolfe MS, Watson CA (2001) Agronomic and environmental implications of organic farming systems. In: Sparks DL (ed) Advances in agronomy 70. San Diego, Calif., London: Academic, pp 261-327

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) The environmental impacts of organic farming in Europe. Stuttgart: University of Hohenheim. Organic Farming in Europe: Economics and Policy, 1437-6512 v.6

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? - a meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112:309-320. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018

Urbatzka P, Demmel M (2017) Mulch- und Direktsaat von Soja in abfrierende und überwinternde Zwischenfrüchte. In: Wolfrum S, Heuwinkel H, Reents H-J, Wiesinger K, Hülsbergen K-J (Hrsg.) Ökologischen Landbau weiterdenken: Verantwortung übernehmen, Vertrauen stärken: Beiträge zur 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Freising-Weihenstephan, 7. bis 10. März 2017, 1. Auflage. Berlin: Verlag Dr. Köster, S 66-67

Verordnung (EG) 834/2007 EG-ÖKO-Basisverordnung: Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91, ABl. Nr. L 189 vom 20.07.2007, S 1

Weil RR, Brady NC (2017) The Nature and Properties of Soils, Global edition. Harlow, England: Pearson, 1104 p

West TO, Post WM (2002) Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. Soil Science Society of America Journal 66(6):1930-1946. doi: 10.2136/sssaj2002.1930

Williams DM, Blanco-Canqui H, Francis CA, Galusha TD (2017) Organic farming and soil physical properties: An assessment after 40 years. Agronomy Journal 109(2):600-609. doi: 10.2134/agronj2016.06.0372

Williams ND, Petticrew EL (2009) Aggregate stability in organically and conventionally farmed soils. Soil Use and Management 25(3):284-292. doi: 10.1111/j.1475-2743.2009.00223.x

Willner SN, Levermann A, Zhao F, Frieler K (2018) Adaptation required to preserve future high-end river flood risk at present levels. Science Advances 4(1):eaao1914. doi: 10.1126/sciadv.aao1914

Wischmeier WH, Johnson CB, Cross BV (1971) A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. Journal of Soil and Water Conservation 26:189-193

Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Washington, D.C. Agriculture Handbook, 62 S

Zeiger M, Fohrer N (2009) Impact of organic farming systems on runoff formation processes — A long-term sequential rainfall experiment. Soil and Tillage Research 102(1):45-54. doi: 10.1016/j.still.2008.07.

Kapitel 8 - Ressourceneffizienz

Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2007) Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems 22(02):86-108. doi: 10.1017/S1742170507001640

Böswirth T (2017) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Biogassysteme, 1. Auflage. Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme, 220 S

Cordell D, Drangert J-O, White S (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change 19(2):292-305. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Dalgaard T, Halberg N, Fenger J (2000) Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser Tre scenarier for omlægning til 100% økologisk jordbrug i Danmark. FØJO-rapport, Nr. 5. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, 71 p

Drinkwater LE, Wagoner P, Sarrantonio M (1998) Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396(6708):262-265. doi: 10.1038/24376

Eichler F, Schulz D (1998) The nitrogen reduction programme in the Federal Republic of Germany. Environmental Pollution 102(1):609-617. doi: 10.1016/S0269-7491(98)80089-4

FAO, ITPS (2015) Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Rom, 650 p

Flaig H, Mohr H (1996) Der überlastete Stickstoffkreislauf: Strategien einer Korrektur; mit 35 Tabellen. Heidelberg: Barth, 168 S

Frank H (2014) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Zugl.: München, Techn. Univ., Diss., 2014, 1. Aufl. Berlin: Köster, Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme 2, 197 S

Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA (2008) Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions and Potential Solutions. Science 320(5878):889-892. doi: 10.1126/science.1136674

Gäth S (1997) Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Diepenbrock W (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg; schriftliche Fassung der Beiträge. Osnabrück: Zeller, S 115-126

Godfray HCJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, Pretty J, Robinson S, Thomas SM, Toulmin C (2010) Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. Science 327(5967):812-818. doi: 10.1126/science.1185383

Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG (2011) Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 30(1-2):95-124. doi: 10.1080/07352689.2011.554355

Goodlass G, Halberg N, Verschuur G (2003) Input output accounting systems in the European community - an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. European Journal of Agronomy 20(1-2):17-24. doi: 10.1016/S1161-0301(03)00068-6

van Groenigen JW, Velthof GL, Oenema O, van Groenigen KJ, van Kessel C (2010) Towards an agronomic assessment of N_2O emissions: A case study for arable crops. European Journal of Soil Science 61(6):903-913. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x

Halberg N, Verschuur G, Goodlass G (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? Agriculture, Ecosystems & Environment 105(1-2):195-212. doi: 10.1016/j.agee.2004.04.003

Hamm U, Häring AM, 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):225-242. doi: 10.1007/s13165-017-0187-5

Hansen B, Alrøe HF, Kristensen ES (2001) Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. Agriculture, Ecosystems & Environment 83(1-2):11-26. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00257-7

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 & Environment 86(3):303-321. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00286-3

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. In: Field Crops Research 77(1):61-76. DOI: 10.1016/S0378-4290(02)00050-3

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Zugl.: Halle (Saale), Univ., Habil-Schr. 2002. Aachen: Shaker, Berichte aus der Agrarwissenschaft, 6 S

Hülsbergen K-J, Maidl F-X, Forster F (2017) Minderung von Nitratausträgen in Trinkwassereinzugsgebieten durch optimiertes Stickstoffmanagement: am Beispiel der Gemeinde Hohenthann (Niederbayern) mit intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung, 36 S

Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme: Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, Thünen-Report 8, 383 S

Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) (2015) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 29, 4703 S

IPPC (2003) Revision of the Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: IPCC Expert Group Scoping Meeting Report. Geneva, Switzerland 16.-18.9.2003. Genf

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. Organic Agriculture 7(3):243-266. doi: 10.1007/s13165-017-0193-7

Jones MR (1989) Analysis of the use of energy in agriculture - Approaches and problems. Agricultural Systems 29(4):339-355. doi: 10.1016/0308-521X(89)90096-6

Klohn W, Faurès J-M (2006) Water for Food, Agriculture and Rural Livelihoods. In: UNESCO (ed) Water - A shared responsibility: The United Nations world water development report 2. Paris, pp 243-274

Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. In: Renewable Agriculture and Food Systems 23(01):38-52 DOI: 10.1017/S1742170507002062.

Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. Agriculture, Ecosystems & Environment 135(1-2):70-80. doi: 10.1016/j.agee.2009.08.014

Küstermann B, Munch JC, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. European Journal of Agronomy 49:61-73. doi: 10.1016/j.eja.2013.02.012

Lin H-C, Huber JA, 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):1-23. doi: 10.1007/s10705-016-9770-5

Lin H-C, Huber JA, Gerl G, Hülsbergen K-J (2017) 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. doi: 10.1016/j.eja.2016.06.003

Lin H-C, Hülsbergen K-J (2017) 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 83:15-27. doi: 10.1016/j.eja.2016.11.003

Leithold G, Hülsbergen K-J, Brock C (2015): Organic matter returns to soils must be higher under organic compared to conventional farming. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178 (1):4-12. DOI: 10.1002/jpln.201400133.

Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296(5573):1694-1697. doi: 10.1126/science.1071148

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(1):192. doi: 10.1038/s41467-017-01410-w

Petersen SO, Regina K, Pöllinger A, Rigler E, Valli L, Yamulki S, Esala M, Fabbri C, Syväsalo E, Vinther FP (2006) Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. Agriculture, Ecosystems & Environment 112(2-3):200-206. doi: 10.1016/j.agee.2005.08.021

de Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108:1-9. doi: 10.1016/j.agsy.2011.12.004

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. Nature 461(7263):472-475. doi: 10.1038/461472a

Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“. In: Grimm C, Hülsbergen K-J, Kuhn H (Hrsg.) Nachhaltige Landwirtschaft: Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Berlin: E. Schmidt, S 161-170

Schmid H, Braun M, Hülsbergen K-J (2013) Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme: Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, S 257-291

Schröder JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, van Keulen H, Neeteson JJ (2003) An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy 20(1-2):33-44. doi: 10.1016/S1161-0301(03)00070-4

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485(7397):229-232. doi: 10.1038/nature11069

Spicker AB (2016) Entwicklung von Verfahren der teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung zu Wintergerste (Hordeum vulgare L.) und Winterraps (Brassica napus L.) auf Grundlage reflexionsoptischer Messungen. Dissertation, 300 S

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418(6898):671-677. doi: 10.1038/nature01014

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. Annals of Applied Biology 161(2):116-126. doi: 10.1111/j.1744-7348.2012.00555.x

UBA (2015) Reactive nitrogen in Germany; Causes and effects – measures and recommendations. Dessau-Rosslau, Germany, 56 S

UBA (2018) Nähr- und Schadstoffe. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe#textpart-1, zuletzt aktualisiert am 04.09.2018, zuletzt geprüft am 20.12.2018

Vinzent B, Fuß R, Maidl F-X, Hülsbergen K-J (2017) Efficacy of agronomic strategies for mitigation of after-harvest N_2O emissions of winter oilseed rape. European Journal of Agronomy 89:88-96. doi: 10.1016/j.eja.2017.06.009

Wiesler F, Hund-Rinke K, Gäth S, George E, Michael Greef J, Hoelzle L, Holz F, Huelsbergen 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 (2016) Use of organic fertilizers and organic wastes in agriculture 94

Kapitel 9 - Tierwohl

Ahlman T, Berglund B, Rydhmer L, Strandberg E (2011) Culling reasons in organic and conventional dairy herds and genotype by environment interaction for longevity. Journal of Dairy Research 94(3):1568-1575. doi: 10.3168/jds.2010-3483

Alvåsen K, Jansson Mörk M, Hallén Sandgren C, Thomsen PT, Emanuelson U (2012) Herd-level risk factors associated with cow mortality in Swedish dairy herds. Journal of Dairy Research 95(8):4352-4362. doi: 10.3168/jds.2011-5085

Appleby MC (ed) (2011) Animal welfare, 2. ed. Wallingford: CABI, 328 p

Bennedsgaard TW, Thamsborg SM, Vaarst M, Enevoldsen C (2003) Eleven years of organic dairy production in Denmark: herd health and production related to time of conversion and compared to conventional production. Livestock Production Science 80(1-2):121-131. doi: 10.1016/S0301-6226(02)00312-3

Bergman MA, Richert RM, Cicconi-Hogan KM, Gamroth MJ, Schukken YH, Stiglbauer KE, Ruegg PL (2014) Comparison of selected animal observations and management practices used to assess welfare of calves and adult dairy cows on organic and conventional dairy farms. Journal of Dairy Research 97(7):4269-4280. doi: 10.3168/jds.2013-7766

Bidokhti MRM, Tråvén M, Fall N, Emanuelson U, Alenius S (2009) Reduced likelihood of bovine coronavirus and bovine respiratory syncytial virus infection on organic compared to conventional dairy farms. Veterinary Journal 182(3):436-440. doi: 10.1016/j.tvjl.2008.08.010

Blanco-Penedo I, López-Alonso M, Shore RF, Miranda M, Castillo C, Hernández J, Benedito JL (2012) Evaluation of organic, conventional and intensive beef farm systems: health, management and animal production. Animal 6(9):1503-1511. doi: 10.1017/S1751731112000298

BMEL (2017) Nutztierhaltungsstrategie - Zukunftsfähige Tierhaltung in Deutschland

Brinkmann J, March S, Bergschmidt A, Renziehausen C, Starosta S, Osterbuhr M, Wagner K (2017) Untersuchungen zum Einfluss der Wirtschaftsweise auf das Tierwohl von Milchkühen auf Basis des Welfare Quality® Protokolls:510-513

Butler G, Collomb M, Rehberger B, Sanderson R, Eyre M, Leifert C (2009) Conjugated linoleic acid isomer concentrations in milk from high- and low-input management dairy systems. Journal of the Science of Food and Agriculture 89(4):697-705. doi: 10.1002/jsfa.3504

Cabaret J, Benoit M, Laignel G, Nicourt C (2009) Current management of farms and internal parasites by conventional and organic meat sheep French farmers and acceptance of targeted selective treatments. Vet Parasitol 164(1):21-29. doi: 10.1016/j.vetpar.2009.04.018

Castellini C, Boggia A, Cortina C, Dal Bosco A, Paolotti L, Novelli E, Mugnai C (2012) A multicriteria approach for measuring the sustainability of different poultry production systems. Journal of Cleaner Production 37:192-201. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.07.006

Cazer CL, Mitchell RM, Cicconi-Hogan KM, Gamroth M, Richert RM, Ruegg PL, Schukken YH (2013) Associations between Mycobacterium avium subsp. paratuberculosis antibodies in bulk tank milk, season of sampling and protocols for managing infected cows. BMC Vet Res 9:234. doi: 10.1186/1746-6148-9-234

Cook N, Bennett T, Nordlund K (2004) Using Indices of Cow Comfort to Predict Stall Use and Lameness. Maribor, 4 p

Dippel S, Dolezal M, Brenninkmeyer C, Brinkmann J, March S, Knierim U, Winckler C (2009). Risk factors for lameness in freestall-housed dairy cows across two breeds, farming systems, and countries. Journal of Dairy Science, 92(11), 5476-5486. doi:http://dx.doi.org/10.3168/jds.2009-2288

Ebke M, Sundrum A (2005) Qualitätssicherung in der ökologischen Schweinemast. In: Heß J (Hrsg.) Ende der Nische: Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Kassel, 1. - 4. März 2005. Kassel: Kassel Univ. Press, S 337-340

EFSA AHAW [EFSA Panel on Animal Health and Welfare] (2012) Scientific Opinion on the use of animal-based measures to assess welfare of dairy cows. EFSA Journal 10(1):2554. doi: 10.2903/j.efsa.2012.2554

Eijck IAJM, Borgsteede FHM (2005) A survey of gastrointestinal pig parasites on free-range, organic and conventional pig farms in The Netherlands. Vet Res Commun 29(5):407-414. doi: 10.1007/s11259-005-1201-z

Ellis KA, Innocent GT, Mihm M, Cripps P, McLean WG, Howard CV, Grove-White D (2007) Dairy cow cleanliness and milk quality on organic and conventional farms in the UK. J Dairy Res 74(3):302-310. doi: 10.1017/S002202990700249X

Ermakow O, Fehlhaber K (2012) Results of post-mortem meat inspection of turkeys from ecological and conventional farming - A comparison. Fleischwirtschaft 92(12):91-94

Fall N, Emanuelson U (2009) Milk yield, udder health and reproductive performance in Swedish organic and conventional dairy herds. J Dairy Res 76(4):402-410. doi: 10.1017/S0022029909990045

FAWC (2011) Report on economics and farm animal welfare, 52 p

Fossler CP, Wells SJ, Kaneene JB, Ruegg PL, Warnick LD, Bender JB, Eberly LE, Godden SM, Halbert LW (2005a) Herd-level factors associated with isolation of Salmonella in a multi-state study of conventional and organic dairy farms I. Salmonella shedding in cows. Prev Vet Med 70(3-4):257-277. doi: 10.1016/j.prevetmed.2005.04.003

Fossler, C. P., Wells, S. J., Kaneene, J. B., Ruegg, P. L., Warnick, L. D., Bender, J. B., Eberly, L. E., Godden, S. M., & Halbert, L. W. (2005b). Herd-level factors associated with isolation of Salmonella in a multi-state study of conventional and organic dairy farms II. Salmonella shedding in calves. Preventive Veterinary Medicine, 70(3), 279-291. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2005.04.002

Fraser D (2008) Understanding animal welfare. Acta Veterinaria Scandinavica 50(1):S1. doi: 10.1186/1751-0147-50-S1-S1

Gareis M, Oberlander S, Zippliesl J, Reese S, Schade B, Bohm B, Schwaiger K (2016) Prevalence of auxiliary bursae and injuries of claws in fattening pigs at time of slaughter - results of a study at four slaughterhouses. Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift 129(9-10):428-436

Garmo RT, Waage S, Sviland S, Henriksen BIF, Østerås O, Reksen O (2010) Reproductive performance, udder health and antibiotic resistance in mastitis bacteria isolated from Norwegian Red cows in conventional and organic farming. Acta Veterinaria Scandinavica 52:11. doi: 10.1186/1751-0147-52-11

Gocsik É, Brooshooft SD, Jong IC de, Saatkamp HW (2016) Cost-efficiency of animal welfare in broiler production systems: A pilot study using the Welfare Quality® assessment protocol. Agricultural Systems 146:55-69. doi: 10.1016/j.agsy.2016.04.001

Hamilton C, Emanuelson U, Forslund K, Hansson I, Ekman T (2006) Mastitis and related management factors in certified organic dairy herds in Sweden. Acta Veterinaria Scandinavica 48:11. doi: 10.1186/1751-0147-48-11

Hansson I, Hamilton C, Ekman T, Forslund K (2000) Carcass Quality in Certified Organic Production Compared with Conventional Livestock Production. J Vet Med Series B 47(2):111-120. doi: 10.1046/j.1439-0450.2000.00313.x

Hardeng F, Edge VL (2001) Mastitis, Ketosis and Milk Fever in 31 Organic and 93 Conventional Norwegian Dairy Herds. Journal of Dairy Research 84(12):2673-2679. doi: 10.3168/jds.S0022-0302(01)74721-2

Heine U, Sommer H, Meemken D, Werner C, Sundrum A, Blaha T (2011) Vergleichende Querschnittsuntersuchungen zum Vorkommen von MRSA (Methicillin-resistente Staphylococcus aureus) in ökologisch wirtschaftenden und konventionell wirtschaftenden Schweinebetrieben in Deutschland. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis: Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau 2. Dr. Köster, S 108-111

Hinterstoißer P, Schulz F, Schüler M, Wagner K, Brinkmann J, March S, Paulsen HM (2017) Eiweiß- und Energieversorgung in 34 konventionellen und ökologischen Milchviehherden: Ergebnisse aus einem Netzwerk von Pilotbetrieben.

Hirt H (1998) Breeding related problems in turkey production. Tierärztliche Umschau 53(3):137-140

HI-Tier (2017) HI-Tier, zu finden in <https://www1.hi-tier.de/hitcom/hilfe/l_gebu.asp> [zitiert am 3.12.2018]

Höglund J, Dahlström F, Engström A, Hessle A, Jakubek E-B, Schnieder T, Strube C, Sollenberg S (2010) Antibodies to major pasture borne helminth infections in bulk-tank milk samples from organic and nearby conventional dairy herds in south-central Sweden. Vet Parasitol 171(3-4):293-299. doi: 10.1016/j.vetpar.2010.04.002

Hovi M, Sundrum A, Thamsborg SM (2003) Animal health and welfare in organic livestock production in Europe: current state and future challenges. Livestock Production Science 80(1-2):41-53. doi: 10.1016/S0301-6226(02)00320-2

IFOAM (2014) The IFOAM norms for oganic poduction and pocessing: Version 2014, 131 p

Jansson DS, Nyman A, Vågsholm I, Christensson D, Göransson M, Fossum O, Höglund J (2010) Ascarid infections in laying hens kept in different housing systems. Avian Pathol 39(6):525-532. doi: 10.1080/03079457.2010.527923

Knage-Rasmussen KM, Houe H, Rousing T, Sørensen JT (2014) Herd- and sow-related risk factors for lameness in organic and conventional sow herds. Animal 8(1):121-127. doi: 10.1017/S1751731113001900

Krautwald-Junghanns ME, Ellerich R, Böhme J, Cramer K, DellaVolpe A, Mitterer-Istyagin H, Ludewig M, Fehlhaber K, Schuster E, Berk J, Aldehoff D, Fulhorst D, Kruse W, Dressel A, Noack U, Bartels T (2009) Examination of rearing standards and health status in turkeys in Germany. Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift 122(7-8):271-283

Langford FM, Rutherford KM, Jack MC, Sherwood L, Lawrence AB, Haskell MJ (2009) A comparison of management practices, farmer-perceived disease incidence and winter housing on organic and non-organic dairy farms in the UK. J Dairy Res 76(1):6-14. doi: 10.1017/S0022029908003622

Langford FM, Rutherford KMD, Sherwood L, Jack MC, Lawrence AB, Haskell MJ (2011) Behavior of cows during and after peak feeding time on organic and conventional dairy farms in the United Kingdom. Journal of Dairy Research 94(2):746-753. doi: 10.3168/jds.2010-3309

Löf E, Gustafsson H, Emanuelson U (2007) Associations between herd characteristics and reproductive efficiency in dairy herds. Journal of Dairy Research 90(10):4897-4907. doi: 10.3168/jds.2006-819

Lund V, Algers B (2003) Research on animal health and welfare in organic farming – a literature review. Livest Prod Sci 80. doi: 10.1016/S0301-6226(02)00321-4

Machold U, Troeger K, Moje M (2007) Organic versus conventional livestock production systems Evaluation of health status of pigs and cattle on the basis of clinical and pathologic-anatomical findings. Fleischwirtschaft (87(2)):89-93

March S, Bergschmidt A, Renziehausen C, Brinkmann J (2017) Indikatoren für eine ergebnisorientierte Honorierung von Tierschutzleistungen. Braunschweig, 280 S

Marley CL, Weller RF, Neale M, Main DCJ, Roderick S, Keatinge R (2010) Aligning health and welfare principles and practice in organic dairy systems: a review. Animal 4(2):259-271. doi: 10.1017/S1751731109991066

Martini A, de Almeida CC, Guilhermino MM, Lotti C (2015) Evaluation of dairy goat welfare in different production systems in Tuscany. Org. Agr. 5(3):225-234. doi: 10.1007/s13165-014-0089-8

Mederos A, Fernández S, VanLeeuwen J, Peregrine AS, Kelton D, Menzies P, LeBoeuf A, Martin R (2010) Prevalence and distribution of gastrointestinal nematodes on 32 organic and conventional commercial sheep farms in Ontario and Quebec, Canada (2006-2008). Vet Parasitol 170(3-4):244-252. doi: 10.1016/j.vetpar.2010.02.018

Menéndez González S, Steiner A, Gassner B, Regula G (2010). Antimicrobial use in Swiss dairy farms: Quantification and evaluation of data quality. Preventive Veterinary Medicine, 95(1), 50-63. doi:https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.03.004

Müller U, Sauerwein H (2010) A comparison of somatic cell count between organic and conventional dairy cow herds in West Germany stressing dry period related changes. Livestock Science 127(1):30-37. doi: 10.1016/j.livsci.2009.08.003

Napolitano F, de Rosa G, Ferrante V, Grasso F, Braghieri A (2009) Monitoring the welfare of sheep in organic and conventional farms using an ANI 35 L derived method. Small Ruminant Research 83(1-3):49-57. doi: 10.1016/j.smallrumres.2009.04.001

Niggli U, Schmid O, Stolze M, Sanders J, Schader C, Fließbach A, Mäder P, Klocke P, Wyss G, Balmer O, Pfiffner L, Wyss E (2009) Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft. Fakten & Hintergründe, 35 S

Reksen O, Tverdal A, Ropstad E (1999) A Comparative Study of Reproductive Performance in Organic and Conventional Dairy Husbandry. Journal of Dairy Research 82(12):2605-2610. doi: 10.3168/jds.S0022-0302(99)75515-3

Roesch M, Doherr MG, Blum JW (2005) Performance of Dairy Cows on Swiss Farms with Organic and Integrated Production. Journal of Dairy Research 88(7):2462-2475. doi: 10.3168/jds.S0022-0302(05)72924-6

Rutherford, K. M. D., Langford, F. M., Jack, M. C., Sherwood, L., Lawrence, A. B., & Haskell, M. J. (2009). Lameness prevalence and risk factors in organic and non-organic dairy herds in the United Kingdom. The Veterinary Journal, 180(1), 95-105. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.tvjl.2008.03.015

Sato K, Bartlett PC, Erskine RJ, Kaneene JB (2005) A comparison of production and management between Wisconsin organic and conventional dairy herds. Livestock Production Science 93(2):105-115. doi: 10.1016/j.livprodsci.2004.09.007

Sherwin CM, Nasr MAF, Gale E, Petek M, Stafford K, Turp M, Coles GC (2013) Prevalence of nematode infection and faecal egg counts in free-range laying hens: relations to housing and husbandry. Br Poult Sci 54(1):12-23. doi: 10.1080/00071668.2012.757577

Silverlås C, Blanco-Penedo I (2013) Cryptosporidium spp. in calves and cows from organic and conventional dairy herds. Epidemiol Infect 141(3):529-539. doi: 10.1017/S0950268812000830

Sorge US, Moon RD, Stromberg BE, Schroth SL, Michels L, Wolff LJ, Kelton DF, Heins BJ (2015) Parasites and parasite management practices of organic and conventional dairy herds in Minnesota. Journal of Dairy Research 98(5):3143-3151. doi: 10.3168/jds.2014-9031

Stiglbauer KE, Cicconi-Hogan KM, Richert R, Schukken YH, Ruegg PL, Gamroth M (2013) Assessment of herd management on organic and conventional dairy farms in the United States. Journal of Dairy Research 96(2):1290-1300. doi: 10.3168/jds.2012-5845

Sundrum A (2001) Organic livestock farming. Livestock Production Science 67(3):207-215. doi: 10.1016/S0301-6226(00)00188-3

Thomsen PT, Kjeldsen AM, Sorensen JT, Houe H, Ersboll AK (2006) Herd-level risk factors for the mortality of cows in Danish dairy herds. Veterinary Record 158(18):622-626. doi: 10.1136/vr.158.18.622

Tuyttens F, Heyndrickx M, de Boeck M, Moreels A, van Nuffel A, van Poucke E, van Coillie E, van Dongen S, Lens L (2008) Broiler chicken health, welfare and fluctuating asymmetry in organic versus conventional production systems. Livestock Science 113(2-3):123-132. doi: 10.1016/j.livsci.2007.02.019

Valle PS, Lien G, Flaten O, Koesling M, Ebbesvik M (2007) Herd health and health management in organic versus conventional dairy herds in Norway. Livestock Science 112(1-2):123-132. doi: 10.1016/j.livsci.2007.02.005

van Wagenberg CPA, de Haas Y, Hogeveen H, van Krimpen MM, Meuwissen MPM, van Middelaar CE, Rodenburg TB (2017) Animal Board Invited Review: Comparing conventional and organic livestock production systems on different aspects of sustainability. Animal 11(10):1839-1851. doi: 10.1017/S175173111700115X

Wallander C, Frössling J, Dórea FC, Uggla A, Vågsholm I, Lundén A (2016) Pasture is a risk factor for Toxoplasma gondii infection in fattening pigs. Vet Parasitol 224:27-32. doi: 10.1016/j.vetpar.2016.05.005

WBA [Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik] (2015) Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung: Gutachten. Berlin, 425 S

Welfare Quality® (2009) Welfare Quality® assessment protocol for cattle. Lelystad, 142 p

Winckler C, Leeb C (2016) Grundlagen und Systemansatz. In: Freyer B (Hrsg.) Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen. Bern: Haupt Verlag, S 546-554

Wolff C, Emanuelson U, Ohlson A, Alenius S, Fall N (2015) Bovine respiratory syncytial virus and bovine coronavirus in Swedish organic and conventional dairy herds. Acta Veterinaria Scandinavica 57:2. doi: 10.1186/s13028-014-0091-x

Zwald AG, Ruegg PL, Kaneene JB, Warnick LD, Wells SJ, Fossler C, Halbert LW (2004) Management Practices and Reported Antimicrobial Usage on Conventional and Organic Dairy Farms. Journal of Dairy Research 87(1):191-201. doi: 10.3168/jds.S0022-0302(04)73158-6

Kapitel 10 – Ökonomische Perspektive

Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2007) Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems 22(02):86-108. doi: 10.1017/S1742170507001640

Böswirth T (2017) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Biogassysteme, 1. Auflage. Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme, 220 S

Cordell D, Drangert J-O, White S (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change 19(2):292-305. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Dalgaard T, Halberg N, Fenger J (2000) Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser Tre scenarier for omlægning til 100% økologisk jordbrug i Danmark. FØJO-rapport, Nr. 5. Forskningscenter for Økologisk Jordbrug, 71 p

Drinkwater LE, Wagoner P, Sarrantonio M (1998) Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396(6708):262-265. doi: 10.1038/24376

Eichler F, Schulz D (1998) The nitrogen reduction programme in the Federal Republic of Germany. Environmental Pollution 102(1):609-617. doi: 10.1016/S0269-7491(98)80089-4

FAO, ITPS (2015) Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Rom, 650 p

Flaig H, Mohr H (1996) Der überlastete Stickstoffkreislauf: Strategien einer Korrektur; mit 35 Tabellen. Heidelberg: Barth, 168 S

Frank H (2014) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Zugl.: München, Techn. Univ., Diss., 2014, 1. Aufl. Berlin: Köster, Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme 2, 197 S

Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA (2008) Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions and Potential Solutions. Science 320(5878):889-892. doi: 10.1126/science.1136674

Gäth S (1997) Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Diepenbrock W (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg; schriftliche Fassung der Beiträge. Osnabrück: Zeller, S 115-126

Godfray HCJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, Pretty J, Robinson S, Thomas SM, Toulmin C (2010) Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. Science 327(5967):812-818. doi: 10.1126/science.1185383

Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG (2011) Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 30(1-2):95-124. doi: 10.1080/07352689.2011.554355

Goodlass G, Halberg N, Verschuur G (2003) Input output accounting systems in the European community - an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. European Journal of Agronomy 20(1-2):17-24. doi: 10.1016/S1161-0301(03)00068-6

van Groenigen JW, Velthof GL, Oenema O, van Groenigen KJ, van Kessel C (2010) Towards an agronomic assessment of N_2O emissions: A case study for arable crops. European Journal of Soil Science 61(6):903-913. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x

Halberg N, Verschuur G, Goodlass G (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? Agriculture, Ecosystems & Environment 105(1-2):195-212. doi: 10.1016/j.agee.2004.04.003

Hamm U, Häring AM, 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):225-242. doi: 10.1007/s13165-017-0187-5

Hansen B, Alrøe HF, Kristensen ES (2001) Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. Agriculture, Ecosystems & Environment 83(1-2):11-26. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00257-7

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 & Environment 86(3):303-321. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00286-3

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. In: Field Crops Research 77(1):61-76. DOI: 10.1016/S0378-4290(02)00050-3

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Zugl.: Halle (Saale), Univ., Habil-Schr. 2002. Aachen: Shaker, Berichte aus der Agrarwissenschaft, 6 S

Hülsbergen K-J, Maidl F-X, Forster F (2017) Minderung von Nitratausträgen in Trinkwassereinzugsgebieten durch optimiertes Stickstoffmanagement: am Beispiel der Gemeinde Hohenthann (Niederbayern) mit intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung, 36 S

Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme: Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, Thünen-Report 8, 383 S

Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) (2015) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 29, 4703 S

IPPC (2003) Revision of the Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: IPCC Expert Group Scoping Meeting Report. Geneva, Switzerland 16.-18.9.2003. Genf

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. Organic Agriculture 7(3):243-266. doi: 10.1007/s13165-017-0193-7

Jones MR (1989) Analysis of the use of energy in agriculture - Approaches and problems. Agricultural Systems 29(4):339-355. doi: 10.1016/0308-521X(89)90096-6

Klohn W, Faurès J-M (2006) Water for Food, Agriculture and Rural Livelihoods. In: UNESCO (ed) Water - A shared responsibility: The United Nations world water development report 2. Paris, pp 243-274

Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. In: Renewable Agriculture and Food Systems 23(01):38-52 DOI: 10.1017/S1742170507002062.

Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. Agriculture, Ecosystems & Environment 135(1-2):70-80. doi: 10.1016/j.agee.2009.08.014

Küstermann B, Munch JC, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. European Journal of Agronomy 49:61-73. doi: 10.1016/j.eja.2013.02.012

Lin H-C, Huber JA, 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):1-23. doi: 10.1007/s10705-016-9770-5

Lin H-C, Huber JA, Gerl G, Hülsbergen K-J (2017) 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. doi: 10.1016/j.eja.2016.06.003

Lin H-C, Hülsbergen K-J (2017) 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 83:15-27. doi: 10.1016/j.eja.2016.11.003

Leithold G, Hülsbergen K-J, Brock C (2015): Organic matter returns to soils must be higher under organic compared to conventional farming. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178 (1):4-12. DOI: 10.1002/jpln.201400133.

Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296(5573):1694-1697. doi: 10.1126/science.1071148

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(1):192. doi: 10.1038/s41467-017-01410-w

Petersen SO, Regina K, Pöllinger A, Rigler E, Valli L, Yamulki S, Esala M, Fabbri C, Syväsalo E, Vinther FP (2006) Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. Agriculture, Ecosystems & Environment 112(2-3):200-206. doi: 10.1016/j.agee.2005.08.021

de Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108:1-9. doi: 10.1016/j.agsy.2011.12.004

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. Nature 461(7263):472-475. doi: 10.1038/461472a

Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“. In: Grimm C, Hülsbergen K-J, Kuhn H (Hrsg.) Nachhaltige Landwirtschaft: Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Berlin: E. Schmidt, S 161-170

Schmid H, Braun M, Hülsbergen K-J (2013) Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme: Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, S 257-291

Schröder JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, van Keulen H, Neeteson JJ (2003) An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy 20(1-2):33-44. doi: 10.1016/S1161-0301(03)00070-4

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485(7397):229-232. doi: 10.1038/nature11069

Spicker AB (2016) Entwicklung von Verfahren der teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung zu Wintergerste (Hordeum vulgare L.) und Winterraps (Brassica napus L.) auf Grundlage reflexionsoptischer Messungen. Dissertation, 300 S

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418(6898):671-677. doi: 10.1038/nature01014

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. Annals of Applied Biology 161(2):116-126. doi: 10.1111/j.1744-7348.2012.00555.x

UBA (2015) Reactive nitrogen in Germany; Causes and effects – measures and recommendations. Dessau-Rosslau, Germany, 56 S

UBA (2018) Nähr- und Schadstoffe. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe#textpart-1, zuletzt aktualisiert am 04.09.2018, zuletzt geprüft am 20.12.2018

Vinzent B, Fuß R, Maidl F-X, Hülsbergen K-J (2017) Efficacy of agronomic strategies for mitigation of after-harvest N_2O emissions of winter oilseed rape. European Journal of Agronomy 89:88-96. doi: 10.1016/j.eja.2017.06.009

Wiesler F, Hund-Rinke K, Gäth S, George E, Michael Greef J, Hoelzle L, Holz F, Huelsbergen 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 (2016) Use of organic fertilizers and organic wastes in agriculture 94

Kapitel 11 – Synthese

Dusseldorp M (2016) Zielkonflikte der Nachhaltigkeit. Zur Methodologie wissenschaftlicher Nachhaltigkeitsbewertungen. Karlsruhe: Karlsruher Institut für Technologie

Grasso M (2004) Climate change: the global public good. Working Paper 75. University of Milano. Department of Economics. Mailand

Kaul I, Grunberg I, Stern MA (Hrsg.) (1999) Global public goods. New York, Oxford: Oxford University Press

Kirchmann H, Bergström L, Kätterer T, Mattsson L, Gesslein S (2007): Comparison of Long-Term Organic and Conventional Crop–Livestock Systems on a Previously Nutrient-Depleted Soil in Sweden. Agronomy Journal 99:960-972

Muller A, Schader C, El-Hage Scialabba N, Brüggemann J, Isensee A, Erb KH, Smith P, Klocke P, Leiber F, Stolze N, Niggli U (2017) Strategies for feeding the world more sustainably with oganic agriculture. In: nature communication (8):1290

Meemken EM, Qaim M (2018): Organic Agriculture, Food Security and the Environment. Annual Review of Resource Economics 10(1):39-63. doi: 10.1146/annurev-resource-100517-023252

Noleppa S (2016): Pflanzenschutz in Deutschland und Biodiversität Auswirkungen von Pflanzenschutzstrategien der konventionellen und ökologischen Landbewirtschaftung auf die regionale und globale Artenvielfalt, HFFA Research GmbH, 60 S

Perrings C (2005) Biodiversity as a local public good. In: Environment, Inequality and Collective Action (pp 131-147): Routledge Taylor & Francis Group

Ponisio LC, M'Gonigle LK, Mace KC, Palomino J, de Valpine P, Kremen C (2015) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. In: Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282 (1799). doi: 10.1098/rspb.2014.1396

de Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: Agricultural Systems 108(2012):1-9

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: Nature 10.1038/nature11069:1-4

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

Stiglitz JE (1977) The Theory of Local Public Goods. In: Inman RP, Feldstein MS, Inmand RP (Hrsg.): The Economics of Public Services. Proceedings of a Conference Held by the International Economic Association. New York, Secaucus: Palgrave Macmillan; Springer [Distributor] (International Economic Association Ser), pp 274–333

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 44	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
45	Mirko Liesebach (ed) **Forstgenetik und Naturschutz – 5. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung am 15./16. Juni 2016 in Chorin – Tagungsband**
46	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2015**
47	Niko Sähn, Stefan Reiser, Reinhold Hanel und Ulfert Focken **Verfügbarkeit umweltrelevanter Daten zur deutschen Süßwasseraquakultur**
48	Markus Ehrmann **Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten**
49	Mirko Liesebach, Wolfgang Ahrenhövel, Alwin Janßen, Manuel Karopka, Hans-Martin Rau, Bernd Rose, Randolf Schirmer, Dagmar Schneck, Volker Schneck, Wilfried Steiner, Silvio Schüler, Heino Wolf **Planung, Anlage und Betreuung von Versuchsflächen der Forstpflanzenzüchtung** **Handbuch für die Versuchsanstellung**
50	Tobias Mettenberger **Jugendliche Zukunftsorientierungen in ländlichen Mittelstädten** Zur Rolle des alltäglichen (sozial-)räumlichen Kontexts beim Übergang von der Hauptschule in den weiteren Ausbildungsweg
51	Stefan Neumeier **Modellvorhaben chance.natur – Endbericht der Begleitforschung –**
52	Andreas Tietz **Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Entwicklungen bis 2017**
53	Peter Mehl (ed) **Aufnahme und Integration von Geflüchteten in ländliche Räume:** **Spezifika und (Forschungs-)herausforderungen** Beiträge und Ergebnisse eines Workshops am 6. und 7. März 2017 in Braunschweig
54	G. Rahmann, C. Andres, A.K. Yadav, R. Ardakani, H.B. Babalad, N. Devakumar, S.L. Goel, V. Olowe, N. Ravisankar, J.P. Saini, G. Soto, H. Willer **Innovative Research for Organic 3.0 - Volume 1** Proceedings of the Scientific Track at the Organic World Congress 2017 November 9-11 in Delhi, India
54	G. Rahmann, C. Andres, A.K. Yadav, R. Ardakani, H.B. Babalad, N. Devakumar, S.L. Goel, V. Olowe, N. Ravisankar, J.P. Saini, G. Soto, H. Willer **Innovative Research for Organic 3.0 - Volume 2** Proceedings of the Scientific Track at the Organic World Congress 2017 November 9-11 in Delhi, India

55	Anne Margarian unter Mitarbeit von Matthias Lankau und Alena Lilje **Strategien kleiner und mittlerer Betriebe in angespannten Arbeitsmarktlagen** Eine Untersuchung am Beispiel der niedersächsischen Ernährungswirtschaft
56	Frank Offermann, Martin Banse, Florian Freund, Marlen Haß, Peter Kreins, Verena Laquai, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon **Thünen-Baseline 2017 – 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**
57	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2016** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016**
58	Anja-Kristina Techen **Reduzierung von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen in Gewässer: die Wirksamkeit von Beratung am Beispiel der hessischen WRRL-Beratung**
59	Katja Oehmichen, Susann Klatt, Kristin Gerber, Heino Polley, Steffi Röhling, Karsten Dunger **Die alternativen WEHAM-Szenarien: Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung Szenarienentwicklung, Ergebnisse und Analyse**
60	Anne Margarian **Strukturwandel in der Wissensökonomie: Eine Analyse von Branchen-, Lage- und Regionseffekten in Deutschland**
61	**Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenbergs -**
62	Bernd Degen, Konstantin V. Krutovsky, Mirko Liesebach (eds.) **German Russian Conference on Forest Genetics - Proceedings - Ahrensburg, 2017 November 21-23**
63	Jutta Buschbom **Exploring and validating statistical reliability in forensic conservation genetics**
64	Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer **Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung**
65	Jürn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.); 2. überarbeitete und ergänzte Auflage **Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft**

THÜNEN

Thünen Report 65

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-201-6