

TEXTE

00/2019

Entwicklungsperspektiven der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland

TEXTE 00/2019

Projektnummer 113 177

UBA-FB XXX

Entwicklungsperspektiven der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland

von

Lisa Haller, FiBL Projekte GmbH, Frankfurt am Main

Simon Moakes, Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FiBL, Frick

Urs Niggli, FiBL Deutschland e.V., Frankfurt am Main

Judith Riedel, Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FiBL, Frick

Matthias Stolze, Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FiBL, Frick

Michael Thompson, FiBL Projekte GmbH, Frankfurt am Main

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

FiBL Projekte GmbH
Kasseler Straße 1a
60486 Frankfurt am Main

Abschlussdatum:

November 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 2.8 Landwirtschaft
Nils Ole Plambeck, Knut Ehlers

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Entwicklungsperspektiven der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland

Die Landwirtschaft steht vor zwei großen Herausforderungen: Einerseits muss eine weiter wachsende Weltbevölkerung mit einer ausreichenden Menge Nahrungsmittel versorgt werden – die Landwirtschaft muss also produktiver werden. Andererseits ist die moderne, intensiviert Landwirtshaft einer der wichtigsten Triebkräfte negativer Umweltveränderungen – die Landwirtschaft muss also ökologischer produzieren. Die Frage, wie die aus diesen beiden Aufgaben resultierenden Zielkonflikte gelöst werden können, ist die zentrale Herausforderung für die Gestaltung nachhaltiger Agrar- und Ernährungssysteme – in Deutschland und weltweit. Es ist offensichtlich, dass in der Praxis der konventionellen Landwirtschaft ein Umdenken stattfinden muss, damit die gravierenden Umweltprobleme der Nahrungsmittelproduktion eingedämmt werden können. Doch auch die ökologische Landwirtschaft muss sich weiterentwickeln, damit ihr Potential für mehr Umwelt-, Natur-, Tier- und Klimaschutz voll ausgeschöpft werden kann. In diesem Gutachten werden die Merkmale der ökologischen Landwirtschaft sowie ihre wesentlichen Unterschiede zur konventionellen Landwirtschaft dargestellt. Basierend auf der Analyse der gefundenen Stärken und Schwächen werden Innovationspotentiale in der ökologischen Landwirtschaft erläutert und Entwicklungsszenarien der Landwirtschaft entworfen und analysiert (Öko-Kontinuität, Öko 4.0, Integrierte Produktion+). Die Modellierung dieser Szenarien zeigt anschaulich, dass eine hohe globale Ökoeffizienz (Betrachtung der Umweltperformance per kg Lebensmittel) nicht in jedem Fall mit einer hohen lokalen Umweltperformance (Betrachtung je Hektar) Hand in Hand geht. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass mit der Einführung von ökologisch sinnvollen aber produktionsorientierten Innovationen und Praktiken die negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft sowohl in ökologischen als auch in konventionellen Produktionssystemen verringert werden können. Mit dem Konzept Öko 4.0 schlägt diese Studie einen ergebnis- und wirkungsorientierten Ökolandbau vor: Dieser ersetzt die starke Ausrichtung auf Verbote und macht den Ökolandbau offener für die Nutzung des wissenschaftlich-technischen Fortschrittes (*case-by-case* Überprüfung von neuen wie auch alten Techniken). Gleichzeitig werden die in den Öko-Richtlinien gegenwärtig noch fehlenden Mindestanforderungen vor allem in den Bereichen Natur- und Bodenschutz verbindlich gemacht und nicht länger nur in Leitbildern formuliert. Die klar definierte und an Vorschriften gebundene Integrierte Produktion (IP+) verbessert die Umweltperformance – im Vergleich zur derzeitigen konventionellen Produktion – deutlich. Auch dieses Konzept sollte daher vorangetrieben werden. Der Ökolandbau leistet einen wichtigen Beitrag für mehr Umweltschutz in der Landwirtschaft, hat aber in vielen Bereichen noch großes Verbesserungspotential. Das Nachhaltigkeitsprofil des Ökolandbaus kann durch ambitionierte Forschungs-, Beratungs- und Fördertätigkeit noch deutlich geschärft werden. Sowohl der ökologische Landbau als auch integrierte Landnutzungssysteme sollten deshalb zukünftig im Rahmen der GAP weiter finanziell gefördert werden.

Abstract: Development perspectives of organic agriculture in Germany

Today's agriculture faces two major challenges: On the one hand, agriculture must become more productive to provide enough nutritious and high-quality food for a growing population. On the other hand, modern, intensified agriculture is one of the major drivers of negative environmental impacts and must therefore become more ecological. To overcome this conflict of objectives, an environmentally sound and sustainable transformation of the agricultural system in Germany, as well as globally, is needed. Opportunities across both conventional and organic practices are identified as contributing to this effort. This report presents the characteristics of organic agriculture and its main differences from conventional agriculture. Based on an analysis of strengths and weaknesses, potential innovations in organic farming were identified, and scenarios for future agricultural systems were designed and analyzed (*Organic Continuity,*

Organic 4.0, Integrated Production+). The modelling of these scenarios clearly shows that a high global eco-efficiency (consideration of environmental performance per kg of food produced) does not always go hand in hand with a high local environmental performance (consideration per hectare). Overall, results show that conventional and organic production systems can reduce the environmental impact of agriculture by introducing ecologically-sound and production-oriented innovations and practices. With the concept Organic 4.0, this study proposes a result- and impact-oriented organic agriculture: This replaces the strong focus on prohibitions and makes organic agriculture more open to the use of scientific and technical progress, with case-by-case examination of both new and old technologies. At the same time, currently missing minimum requirements in the organic regulations, which are relevant for nature and soil conservation, are made binding and would no longer be formulated only in guiding principles. Integrated production (IP+), which is clearly defined and linked to regulations, significantly improves environmental performance, when compared with current conventional production. Therefore, its uptake should be further facilitated. Organic farming makes an important contribution to more environmental protection in agriculture. However, there is still great potential for improvement in many areas. The sustainability performance of organic farming can be further strengthened by ambitious research, consulting and funding activities. Both organic farming and integrated land use systems should therefore continue to receive financial support under the CAP in future.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	13
Zusammenfassung.....	15
Summary	22
1 Kontext und Arbeitsziele	28
2 Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Deutschland.....	33
2.1 Grundsätze und Grundlagen der konventionellen Landwirtschaft in Deutschland	33
2.2 Entstehung und Entwicklung der konventionellen Landwirtschaft	35
2.3 Die ökologische Landwirtschaft	37
2.3.1 Entstehung und Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft.....	37
2.3.2 Die Grundprinzipien und der rechtliche Rahmen der ökologischen Landwirtschaft.....	38
2.4 Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft	44
2.4.1 Generelle Unterschiede	44
2.4.2 Standortgegebenheiten	48
3 Vergleich zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich ihrer direkten und indirekten Umweltwirkungen.....	50
3.1 Ausgangslage und Literatur	50
3.2 Bodenfruchtbarkeit und Klimaanpassung.....	50
3.2.1 Hintergrund.....	50
3.2.2 Relevanz der Variablen Bodenfruchtbarkeit und Klimaanpassung für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen	53
3.2.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Bodenfruchtbarkeit der landwirtschaftlich genutzten Flächen	54
3.3 Gewässerschutz	57
3.3.1 Hintergrund.....	57
3.3.1.1 Gesetzlicher Rahmen zum Schutz der Gewässer	60
3.3.2 Relevanz des Gewässerschutzes für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen	61
3.3.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Gewässer	61
3.4 Klimaschutz	64
3.4.1 Hintergrund.....	64

3.4.2	Relevanz der Variable Klimaschutz für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen.....	66
3.4.3	Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf den Klimaschutz	67
3.5	Biodiversität	69
3.5.1	Hintergrund.....	69
3.5.2	Relevanz der Variable Biodiversität für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen.....	72
3.5.3	Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Biodiversität der Kulturlandschaft	73
3.6	Tierwohl	74
3.6.1	Hintergrund.....	74
3.6.2	Relevanz der Variable Tierwohl für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen.....	77
3.6.3	Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf das Tierwohl	77
3.7	Gesundheitliche Aspekte der Landwirtschaft	80
3.7.1	Hintergrund.....	80
3.7.1.1	Gefährdungen am Arbeitsplatz.....	81
3.7.1.2	Umweltverschmutzung und Umweltveränderung	83
3.7.1.3	Lebensmittel, Ernährung und Ernährungsunsicherheit.....	86
3.7.2	Relevanz der Variable Menschliche Gesundheit für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen	87
3.8	Ressourceneffizienz	87
3.8.1	Hintergrund.....	87
3.8.2	Relevanz der Ressourceneffizienz für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen.....	88
3.8.3	Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Ressourceneffizienz	90
3.9	Ertrag und Landnutzungseffizienz.....	92
4	Optimierung und Weiterentwicklung der ökologischen Landwirtschaft.....	99
4.1	Kritische Analyse des ökologischen Landbaus mit seinen aktuellen Defiziten	99
4.2	Innovationen zur Optimierung des Ökolandbaus	103
4.2.1	Grundsätzliche Veränderung des Konzeptes des Ökolandbaus	103
4.2.2	Fortschritte und Verbesserungen dank neuen wissenschaftlich-technischen Innovationen	105
4.2.2.1	Digitalisierung	106
4.2.2.2	Pflanzenschutz und Züchtung.....	106

4.2.2.3	Optimales Nährstoffmanagement und Bodenfruchtbarkeit	107
4.2.2.4	Effizienzsteigerung und Konflikte in der Tierhaltung	108
4.2.3	Sind die Verbote tabu?	109
5	Beitrag des Ökolandbaus zur notwendigen umweltgerechten Ausrichtung der Landwirtschaft in Deutschland.....	111
5.1	Einführung.....	111
5.2	Szenarien für die Ökologisierung der Landwirtschaft.....	111
5.2.1	Szenario „Öko-Kontinuität“	111
5.2.2	Szenario „Öko 4.0“	113
5.2.3	Szenario „Ökologisch optimierte integrierte Produktion (IP+)“	114
5.3	Ergebnisse der Modellierung	116
5.3.1	Modellbeschreibung	116
5.3.2	Modellannahmen und Datengrundlage.....	117
5.3.3	Modellierungsergebnisse.....	120
5.3.4	Die wichtigsten Veränderungen zusammengefasst	127
5.4	Rolle des Ökolandbaus in einem nachhaltigen und umweltgerechten Landwirtschaftssystem in Deutschland	128
5.4.1	Ein hoher Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche ist vorteilhaft	128
5.4.2	Mit welchem Ökolandbau ist das zu erreichen?.....	129
5.4.3	Welche Grundlagen braucht es dazu?	129
5.4.4	Flächendeckende Ökologisierung notwendig.....	129
5.4.5	Öffentliche Gelder für öffentliche Güter	129
6	Quellenverzeichnis	131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Durchschnittliche Verfügbarkeit an Kalorien	28
Abbildung 2:	Dimensionen und Strategien der Nachhaltigkeit	29
Abbildung 3:	Ertragsstärke und ökologische und soziale Wirkungen verschiedener Strategien für die Nachhaltigkeit.....	30
Abbildung 4:	Wachstum der ökologischen Landwirtschaft weltweit 2000- 2017	38
Abbildung 5:	Das Grundprinzip des geschlossenen Betriebskreislaufs und seine Auswirkungen	39
Abbildung 6:	Die Pflanzenschutzpyramide als Grundlage des ökologischen Pflanzenschutzes	41
Abbildung 7:	Anteil der Ökofläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland.....	49
Abbildung 8:	Bodenorganismen und Wurmlosung.....	52
Abbildung 9:	N und P Eintragswege in Luft und Gewässer.....	58
Abbildung 10:	Weltweite Treibhausgasemissionen nach Wirtschaftssektoren	65
Abbildung 11:	Weltweiter Biodiversitätsverlust.....	70
Abbildung 12:	Vielfältige Kulturlandschaft	71
Abbildung 13:	Eine gute Mensch-Tier Beziehung ist Voraussetzung für das Tierwohl.....	75
Abbildung 14:	One health - Quellen antimikrobieller Resistenzen in Medizin und Landwirtschaft.....	85
Abbildung 15:	Auswirkung einer Temperatursteigerung um 3°C auf die landwirtschaftliche Produktion	96
Abbildung 16:	Die Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft von der Pionierzeit in die Zukunft.....	104
Abbildung 17:	Entscheidungspyramide des Integrierten Pflanzenschutzes - Maßnahmen und die Priorisierung von Interventionen.....	115
Abbildung 18:	Struktur des FiBL-Betriebsmodells	117

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Die ökologischen Anbauverbände in Deutschland.....	42
Tabelle 2:	Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Deutschland.....	44
Tabelle 3:	Landnutzung in Deutschland	53
Tabelle 4:	Gegenüberstellung der Produktionsvorschriften mit Auswirkungen auf den Wasserschutz in der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft.....	60
Tabelle 5:	Hauptindikatoren im Bereich Gewässerschutz Sanders und Heß (2019)	62

Tabelle 6:	Hauptindikatoren im Bereich Klimaschutz in Sanders und Heß (2019)	67
Tabelle 7:	Nutztierhaltung in Deutschland	74
Tabelle 8:	Hauptindikatoren im Bereich Tierwohl Sanders und Heß (2019)	78
Tabelle 9:	Ertragslücke (prozentualer Unterschied) der ökologischen Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft	93
Tabelle 10:	Zusammenfassung der Modellannahmen für die Szenarien (vorgenommene Änderungen gegenüber den Baseline-Szenarien)	119
Tabelle 11:	Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro ha Betriebsfläche (relativ zum jeweiligen Baseline-Szenario)	121
Tabelle 12:	Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro kg Produkt	121
Tabelle 13:	Umweltwirkung der Milchproduktionssysteme pro ha Betriebsfläche (relativ zur Baseline)	123
Tabelle 14:	Umweltwirkung der Milchproduktionssysteme pro kg tierisches Produkt	124
Tabelle 15:	Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro ha Betriebsfläche im Vergleich zum Szenario Öko-Kontinuität (Öko-Kontinuität = 100%)	126
Tabelle 16:	Umweltwirkungen der Milchproduktionssysteme pro ha Betriebsfläche im Vergleich zum Szenario Öko-Kontinuität (Öko-Kontinuität = 100%)	127

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bezeichnung
Äq	Äquivalent
BbodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
C	Kohlenstoff
CBD	Convention on biological diversity – Biodiversitätskonvention
CFC-11	Trichlorofluoromethane
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CTF	Controlled Traffic Farming – permanente Fahrspuren
DAFA	Deutsche Agrarforschungsallianz
DBV	Deutscher Bauernverband
EC	European Commission – Europäische Kommission
EFSA	European Food Safety Authority – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
EU	Europäische Union
EU-Öko-VO	Verordnung (EG) Nr. 834/2007
FAO	Food and Agriculture Organization – Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GfP	Gute fachliche Praxis
GJ	Gigajoule
GVO	Genetisch veränderter Organismus
ha	Hektar
IARC	International Agency for Research on Cancer – Internationale Agentur für Krebsforschung
IFOAM	International Federation of Organic Agriculture Movements - Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen
INL	Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH
IP	Integrierte Produktion
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change – Weltklimarat
IPES-Food	International Panel of Experts on Sustainable Food Systems – Internationales ExpertInnengremium für nachhaltige Ernährungssysteme
IPS	Integrierter Pflanzenschutz

Abkürzung	Bezeichnung
JRC	Joint Research Center
kg	Kilogramm
LCA	Life Cycle Assessment – Lebenszyklusbewertung
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
MJ	Megajoule
molc H+	Molekularer Wasserstoff
molc N	Molekularer Stickstoff
N	Stickstoff
NAP	Nationaler Aktionsplan Pflanzenschutz
NMVOG	non-methane volatile organic compounds – Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NO ₂	Stickstoffdioxid
NVS II	Zweite nationale Verzehrsstudie
P	Phosphor
PAF.m3.Tag	potentially affected fraction per m3 per day – potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
PSM	Pflanzenschutzmittel
SAFA	Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems – Nachhaltigkeitsbewertung von Agrar- und Lebensmittelsystemen
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SMART	Sustainability Monitoring and Assessment RouTine
SOAAN	Sustainable Organic Agriculture Action Network
SOC	Soil organic carbon – Organischer Bodenkohlenstoff
TAM	Tierarzneimittel
THG	Treibhausgas
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
VE	Vieheinheiten
VO	Verordnung
WBA	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)
1,4-DB	1,4-Dichlorbenzol

Zusammenfassung

Die Weltbevölkerung wächst; die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen wie Nahrungs- und Tierfuttermitteln, Fasern und Energiepflanzen wird weiter deutlich steigen. Diese Entwicklung legt nahe, dass die Landwirtschaft zukünftig deutlich mehr produzieren muss als heute. Auf der anderen Seite verursacht die moderne, intensivierte landwirtschaftliche Produktion bereits heute gravierende Umweltprobleme – der Druck für eine Ökologisierung der Landwirtschaft ist hoch. Hier entsteht ein Zielkonflikt, denn mit einer umweltverträglichen Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung gehen i.d.R. Ertragseinbußen einher.

In der Agenda 2030 haben die Vereinten Nationen 17 Ziele für eine Nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDG) vereinbart. Die Landwirtschaft ist für das Erreichen der SDGs von fundamentaler Bedeutung. Die Welternährungsorganisation (FAO) befürwortet ganzheitliche agrarökologische Systeme, welche sowohl auf traditionellem Wissen als auch auf Innovationen aufbauen (HLPE 2019). Weltweite Modellierungen zeigen ferner, dass eine insgesamt umweltfreundlichere Landwirtschaft nur erreicht werden kann, wenn sowohl die Produktion und der Konsum von tierischen Produkten als auch die Nahrungsmittelverschwendung deutlich abnehmen (Schader *et al.* 2015; Müller *et al.* 2017). Daher muss über die landwirtschaftliche Produktion hinausgehend das gesamte Agrar- und Ernährungssystem in den Transformationsprozess miteinbezogen werden.

Die ökologische Landwirtschaft ist unter den ganzheitlichen agrarökologisch ausgerichteten Anbauweisen sowohl im lokalen wie auch im globalen Handel erfolgreich und hat deshalb das Potential, zu dieser ganzheitlichen Transformation des Agrar- und Ernährungssystems entscheidend beizutragen. Der Ökolandbau wird als besonders ressourcenschonende und umweltverträgliche Wirtschaftsform gesehen, die sich stark am Prinzip der Nachhaltigkeit orientiert (BMEL 2018). Diese Einschätzung wird jedoch kontrovers diskutiert, da die im Vergleich zur konventionellen Erzeugung geringeren Erträge der ökologischen Landwirtschaft (in Deutschland bestehen Ertragslücken von -19 bis -45 %; Ponisio *et al.* 2015; BMEL 2019) einen insgesamt höheren Flächenverbrauch für die Erzeugung der gleichen Produktmenge zur Folge haben (Mondelaers 2009; Tuomisto 2012; Clark und Tillmann 2017; Seufert und Ramankutty 2017). Vergleichende Analysen der Umweltwirkungen konventioneller und ökologischer Landwirtschaftssysteme kommen vor diesem Hintergrund zu unterschiedlichen Ergebnissen - je nachdem, ob die landwirtschaftliche Fläche oder die Produktmenge als Bezugsgröße herangezogen wird.

Sanders und Heß (2019) haben in ihrer umfassenden Literaturanalyse versucht, die Umweltperformance der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft mit Blick auf den Gewässerschutz, die Bodenfruchtbarkeit, die Biodiversität, den Klimaschutz und die Klimaanpassung, die Ressourceneffizienz und das Tierwohl zu vergleichen und die jeweils angemessenen Bezugsgrößen zu bestimmen. Um zu einer vollständigen Einschätzung zu gelangen, sollte jedoch die Kontroverse um Ertrag und Landnutzung stärker beleuchtet sowie die Auswirkungen der Anbausysteme auf die menschliche Gesundheit in den Vergleich einbezogen werden.

Mit diesem Gutachten versuchen wir, den gegenwärtigen Wissensstand zur ökologischen Landwirtschaft umfassend und kritisch darzustellen. Wir identifizieren Stärken und Defizite des Ökolandbaus und erläutern Innovationspotentiale. Mit dem Ziel, greifbare Entscheidungsgrundlagen für eine nachhaltige Transformation der Landwirtschaft in Deutschland zu liefern, entwerfen und analysieren wir drei unterschiedliche Entwicklungsszenarien für die ökologische und konventionelle Landwirtschaft in Deutschland

(Öko-Kontinuität, Öko 4.0, Integrierte Produktion+). Die Handlungsoptionen für die ökologische Landwirtschaft vergleichen wir mit anderen landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsstrategien und versuchen so, neue Perspektiven zu eröffnen.

Vergleich der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich ihrer direkten und indirekten Umweltwirkungen

Insgesamt zeigt der Vergleich, dass der Ökolandbau bei einer Betrachtung je Hektar (lokale Perspektive) wesentlich umweltverträglicher ist als die konventionelle Landwirtschaft. Eine ökologische Bewirtschaftung senkt die Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelausträge und hat daher ein hohes Potential zum Schutz von Grund- und Oberflächengewässern (Kusche *et al.* 2019). Auf ökologisch bewirtschafteten Flächen gibt es mehr Ackerwildkräuter, mehr Insekten und mehr Brutvögel, der Ökolandbau ist demnach eine wichtige Strategie für den Erhalt der Biodiversität in der Kulturlandschaft (Stein-Bachinger *et al.* 2019). Neben der Wirtschaftsweise ist allerdings auch das Vorhandensein von naturnahen Landschaftselementen von großer Bedeutung für die Artenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen. Der ökologische Landbau schont die Ressourcen durch deutlich niedrigere Stickstoff- und Energieinputs als in der konventionellen Landwirtschaft. Trotz niedrigerer Erträge ist die Stickstoff- und Energieeffizienz im Ökolandbau überwiegend höher (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Der ökologische Landbau erbringt höhere Leistungen für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit als der konventionelle Landbau. Dies ist zentral für die Anpassung an den Klimawandel, da ein fruchtbarer, humusreicher und gut strukturierter Boden maßgeblich zum Erosions- und Hochwasserschutz sowie anderen regulierenden Ökosystemdienstleistungen beiträgt (Jung und Schmidtke 2019). Mit Blick auf den Beitrag der Anbausysteme für den Klimaschutz zeigt sich, dass ökologisch bewirtschaftete Böden höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff aufweisen; auch die jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate ist höher als in der konventionellen Landwirtschaft (Gattinger *et al.* 2012). Die ertragsskalierten Treibhausgasemissionen im Ökolandbau unterscheiden sich indessen nicht von der konventionellen Landwirtschaft (Weckenbrock *et al.* 2019). Wesentlich relevanter für den Klimaschutz sind Lebensmittelabfälle und der Anteil der Futtermittelproduktion auf Ackerflächen (Müller *et al.* 2017). Der Ökolandbau kann vor allem durch den reduzierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und von Antibiotika in der Tierhaltung einen positiven Einfluss auf die menschliche Gesundheit haben. Die mangelhafte Daten- und Informationslage zu Tierverhalten und emotionalem Befinden erschwert eine abschließende vergleichende Analyse der Tierwohlleistungen in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft. Zentral für die Gesundheit der Tiere ist unabhängig vom Anbausystem das individuelle Betriebsmanagement (March *et al.* 2019).

Kritische Reflektion des ökologischen Landbaus und Innovationspotentiale

Der Ökolandbau hat trotz nachweislicher Stärken in der Umweltperformance und einem schonenden Umgang mit natürlichen Ressourcen noch großes Verbesserungspotential. Die bestehenden Umweltdefizite der ökologischen Produktionssysteme gilt es kritisch und konstruktiv zu analysieren, um zu einer nachhaltigen Weiterentwicklung des Ökolandbaus, sowie der landwirtschaftlichen Praxis im Allgemeinen, beizutragen.

Ein Hauptaugenmerk der ökologischen Landwirtschaft liegt auf vorbeugenden Maßnahmen (z.B. indirekte Maßnahmen des Pflanzenschutzes, Flächenbindung der Tierhaltung und Düngemanagement, Erhalt der Bodenfruchtbarkeit). Dies ist ohne Zweifel eine große Stärke des Ökolandbaus. Dazu braucht es klar definierte Normen und rechtsverbindliche Regeln für den Ökolandbau (vgl. EU-Öko-VO und Anbau Richtlinien). Die klaren Regeln erleichtern auch die Vermarktung und den weltweiten Warenaustausch. Der Nachteil ist aber, dass der

wissenschaftlich-technische Fortschritt stark verlangsamt ist. Andere Ökologisierungsstrategien wie die Integrierte Produktion sind wegen ihrer Unverbindlichkeit bisher gescheitert.

Trotz des gesetzlichen Rahmens und klar definierter Anbau Richtlinien fehlen im Ökolandbau in wichtigen Umweltbereichen verbindliche Mindestvorschriften und –standards. So gibt es gegenwärtig keine Mindestanforderungen an die Fruchtfolgegestaltung (z.B. die Mindestanzahl von Fruchtfolgegliedern, die Integration von Leguminosen, das Management von Deck- oder Fangfrüchten oder den Bodenbedeckungsgrad der offenen Ackerfläche über die Wintermonate); es fehlen verbindliche Vorgaben zu Mindestanteilen von ökologischen Vorrangflächen und deren Vernetzung. Diese wären notwendig, um zu verhindern, dass einzelne Lebensräume zu Biotopinselfeln werden. Auf dem Dauergrünland sind verbindliche Standards zur Nutzungshäufigkeit und zu Nutzungsterminen notwendig, um die Biodiversität wirksam zu fördern.

Der deutlich ausgeprägte Systemansatz des Ökolandbaus fördert durch ein Gesamtpaket von Maßnahmen mehrere Umweltgüter gleichzeitig. Dieser Ansatz wird allerdings immer wieder kritisiert, da mit Einzelmaßnahmen oft effizienter eine höhere Teilwirkung erzielt werden kann. Dabei gilt es allerdings zu berücksichtigen, dass Einzelmaßnahmen häufig auf spezielle Umweltschutzleistungen fokussieren und zu Zielkonflikten mit anderen Umweltzielen führen können. Eine ganzheitliche Umweltbewertung landwirtschaftlicher Anbausysteme muss deshalb den gesamten landwirtschaftlichen Betrieb umfassen und auch vor- und nachgelagerte Prozesse in der Wertschöpfungskette berücksichtigen.

Ein Gutteil der identifizierten Umweltdefizite des Ökolandbaus ist auf eine ungenügende Grundlagen- und angewandte Forschung zurückzuführen. So werden aufgrund mangelnder Alternativen immer noch Wirkstoffe eingesetzt, die den Ansprüchen an einen modernen Pflanzenschutz nicht genügen (z.B. kupferhaltige Wirkstoffe gegen Pilzkrankheiten, biologische Insektizide mit einem breiten Wirkungsspektrum und entsprechenden Auswirkungen auf Nichtzielorganismen). Außerdem herrscht beispielsweise immer noch ungenügende Kenntnis über den Nutzen und die Funktionsweise von wichtigen Ökosystemdienstleistungen (z.B. des Bodenmikrobioms) für die Ertragsbildung und –stabilität.

Im ökologischen Landbau spielt das Praxiswissen und die lokale Erfahrung der Landwirtinnen und Landwirte vor Ort eine wichtige Rolle. Der besonders starke partizipative Duktus in der Ökolandbauforschung ist ein wesentlicher Vorteil, sowohl was die Diversität der Inhalte, die Geschwindigkeit des Erkenntnisgewinns als auch die Kosten der Forschung anbelangt. Eingebettet in das Praxiswissen der Öko-Landwirtinnen und -Landwirte kann die wissenschaftliche Forschung noch bedeutende Innovationsleistungen für einen zukunftsfähigen Ökolandbau erbringen.

Folgende wissenschaftlich-technischen Innovationen und Forschungsbereiche sind dabei für den Ökolandbau von zentraler Bedeutung:

- ▶ *Digitalisierung*: Die Präzisionslandwirtschaft galt lange Zeit lediglich als Mittel zur Optimierung von großflächigen Anbaupraktiken und *High-Input*-Systemen. Mittlerweile zeigt sie jedoch auch neue Anwendungsmöglichkeiten auf, welche auch dem Ökolandbau dienen können (z.B. präzise Unkrautregulierung, frühe Krankheitsdiagnostik auf dem Feld und im Stall, optimierte Düngung durch Drohnen, *Controlled Traffic Farming* etc.). Die permanente Datenerhebung und -auswertung kann in weiterer Folge zu einer vertieften Kenntnis komplexer Zusammenhänge führen und fördert damit systembezogene, vorbeugende Maßnahmen.

- ▶ *Pflanzenschutz und Züchtung*: Die notwendige Innovation besteht in der Entwicklung von effektiveren und umweltverträglicheren biologischen Pflanzenschutzmaßnahmen (z.B. Pflanzenschutzmittel auf Basis neu entdeckter Natursubstanzen, neue Biocontrol-Organismen). Da Einblicke in die komplexen mikrobiellen Gemeinschaften eine effektive biologische Kontrolle von Pflanzenschädlingen fördern, birgt die Mikrobiomforschung und die Entwicklung neuer molekularer und digitaler Techniken ein erhebliches Potential für den ökologischen Pflanzenschutz. Es müssen neue krankheits- und schädlingsresistentere und stresstolerantere Sorten gezüchtet werden, die unter den spezifischen ökologischen Anbaubedingungen hohe Erträge erzielen (Ponisio *et al.* 2015). Diese Strategie erfordert jedoch eine starke finanzielle Förderung der traditionellen Kreuzungszüchtung in *Low-Input* und ökologischen Anbausystemen. Die große Herausforderung für den Ökolandbau besteht darin, das aufgebaute Wissen und die Technik der Kreuzungszüchtung zu bewahren und weiterzuentwickeln. Die Potentiale genetischer Marker und genomischer Selektionen für die Unterstützung der Kreuzungszüchtung sind ernsthaft zu prüfen.

- ▶ *Optimales Nährstoffmanagement und Bodenfruchtbarkeit*: Stickstoff ist der zentrale ertragslimitierende Faktor in der ökologischen Landwirtschaft (Ponisio *et al.* 2015). Innovationen, welche die Bewirtschaftung des Stickstoffs optimieren, sind daher für eine nachhaltige und ertragreiche ökologische Landwirtschaft zentral. Zusätzlich zur züchterischen Verbesserung von Leguminosen bestehen Möglichkeiten im Bereich von Mikroben-Pflanzen-Interaktionen, in der Verbesserung von Fruchtfolgen, in der Verminderung von Stickstoffverlusten in der Tierhaltung, in der Weiterentwicklung von Hof- und Recyclingdüngern und in der Düngungsplanung (vgl. auch Digitalisierung). Außerdem hat die Bodenbearbeitung einen starken Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit und den Erosionsschutz (Schjønning *et al.* 2002; Crittenden *et al.* 2015; Williams und Hedlund 2013). Innovationen, welche eine reduzierte bzw. pfluglose Bodenbearbeitung in ökologischen Anbausystemen ermöglichen, haben daher großes Potential (Cooper *et al.* 2016). Bezüglich des Nährstoffmanagements wird zukünftig die Gewinnung von Wertstoffen aus Abfällen (*urban mining*) eine wichtige Rolle spielen. Die dafür geeigneten Technologien entsprechen allerdings gegenwärtig u.U. noch nicht den geltenden Richtlinien für die ökologische Landwirtschaft (z.B. Phosphorgewinnung durch nasschemische Extraktionsverfahren).

- ▶ *Effizienzsteigerung und Konflikte in der Tierhaltung*: Um den Flächenverbrauch für Tierfuttermittel zu reduzieren, müssen alternative Proteinquellen gefunden werden (Müller *et al.* 2017). In der Tierhaltung müssen Innovationen im Ökolandbau darauf abzielen, die bestehenden Konflikte zwischen Tierwohl, Produktivität und Nachhaltigkeit zu lösen. Hierfür bestehen zum Beispiel Möglichkeiten in der Aufzucht und Fütterung von Jungtieren und der Lebenstageleistung von Milchkühen. Eine Erhöhung der Anzahl an Laktationen macht die Öko-Milchproduktion klimafreundlicher und erhöht die standörtliche Anpassung (Meier *et al.* 2017). Zusätzlicher Innovationsbedarf besteht in der Weiterentwicklung von Haltungssystemen zur Reduzierung des Nährstoffaustrags. Eine weitere Verbesserung kann sich durch die Weidenutzung einzelner Fruchtfolgeglieder ergeben (Brandt *et al.* 2004; Hörning *et al.* 2011).

Entwicklungsszenarien für die ökologische und konventionelle Landwirtschaft und deren Umweltwirkungen

Um den Ökologischen Landbau zukunftsfähig zu machen, sind sowohl technische Innovationen als auch konzeptionelle Weiterentwicklungen notwendig. Mit Blick auf die Umweltverträglichkeit des gesamten Landwirtschaftssektors ist aber auch eine Ökologisierung der konventionellen Landwirtschaft unverzichtbar. Diesen Prozess kann der ökologische Landbau als Innovations- und Ideenquelle aktiv unterstützen. Aufbauend auf den Analysen der vorliegenden Studie wurden vor diesem Hintergrund drei Entwicklungsszenarien für den ökologischen und konventionellen Landbau in Deutschland entworfen:

- ▶ *Szenario 1 – Öko-Kontinuität:* Der ökologische Landbau entwickelt sich innerhalb der bestehenden Regelungen kontinuierlich weiter und die derzeitige Praxis wird stetig weitergeführt. Diese Regelungen bestehen aus (1) negativen Abgrenzungen zur vorherrschenden landwirtschaftlichen Praxis und aus (2) positiven Zielformulierungen bezüglich wichtiger ökologischer und ethischer Nachhaltigkeitsstandards. Dieses Szenario lässt bäuerliche Praktikerinnen und Praktiker mit ihrem Erfahrungswissen stark an der technischen Weiterentwicklung partizipieren.
- ▶ *Szenario 2 - Öko 4.0:* Technischer Fortschritt und Innovation führen zu Ertragssteigerungen im ökologischen Landbau und Nachhaltigkeitsdefizite werden vermieden. Im Durchschnitt kann dadurch die Ertragslücke zwischen dem Ökolandbau und der konventionellen Produktion halbiert werden. Neue und alte Technologien werden einer umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung unterzogen. In einigen Bereichen werden generelle Technologieverbote durch fallweise Beurteilungen abgelöst.
- ▶ *Szenario 3 - Ökologisch optimierte Integrierte Produktion (IP+):* Für die konventionelle Produktion werden die Zielsetzungen der integrierten Produktion rechtsverbindlich. Dieses Szenario hat ein großes Potential, die *Trade-offs* zwischen Produktivität und Nachhaltigkeit zu minimieren. Konkrete Maßnahmen wären zum Beispiel die Verschärfung der Düngervorschriften mit einer Reduktion des maximalen N-Eintrags pro Hektar und Jahr auf 120 kg, verpflichtende Fruchtfolgevorschriften oder Restriktionen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes. Die Erträge werden bei etwa -10 % der heutigen konventionellen Landwirtschaft stabilisiert.

Um die zu erwartenden Umwelteffekte der drei unterschiedlichen Entwicklungsszenarien zu veranschaulichen und quantitativ abzuschätzen, wurden diese mit dem FiBL-Betriebsmodell (Meier und Moakes 2019; Schader *et al.* 2014) beispielhaft für typische Ackerbau- und Milchproduktionssysteme modelliert. Die Modellierungen erlauben es, die Umweltauswirkungen der Szenarien quantitativ fassbar zu machen und sie mit einem ökologischen und konventionellen Baseline-Szenario zu vergleichen. Das Modell quantifiziert die Umweltauswirkungen für 13 Wirkungskategorien (z.B. Treibhausgase, Energieverbrauch, Eutrophierung und Toxizität). Zur Abschätzung der Umweltwirkung wurde die LCA-Datenbank Ecoinvent 3.5 verwendet (Ecoinvent Centre 2019). Während des Modellierungsprozesses wurde darauf geachtet, dass die Produktionssysteme so repräsentativ wie möglich sind. Die Modellergebnisse gelten für die genutzte Datenbasis nur für die modellierten Produktionssysteme und unter den in Kapitel 5.3.2. dargestellten Annahmen. Deshalb sind die Ergebnisse nicht verallgemeinbar und können nicht auf einzelne Betriebe oder andere Betriebsformen übertragen werden. Der Modellierungsansatz ermöglicht allerdings wertvolle

Einblicke über die Wirkzusammenhänge der von der Landwirtschaft beeinflussten Umweltparameter.

Die Modellierung der Szenarien bestätigt, dass eine hohe globale Ökoeffizienz (Betrachtung der Umweltperformance per kg Lebensmittel) nicht unbedingt Hand in Hand mit einer hohen lokalen Umweltperformance (Betrachtung je Hektar) geht. Für das Szenario Öko 4.0 zeigen die Ergebnisse, dass die Verringerung der Ertragslücke zwischen ökologischen und konventionellem Referenzsystem zu einer höheren Ökoeffizienz im ökologischen Ackerbausystem führt. Die für signifikante Ertragssteigerungen benötigten Nährstoffe und die daraus resultierende höhere Pflanzenbiomasse auf dem Feld stellen allerdings eine ökologische Herausforderung dar: Das Risiko von Stickstoffverlusten pro ha landwirtschaftlicher Fläche ist im Szenario Öko 4.0 erhöht. In den modellierten Milchproduktionssystemen führt insbesondere die Reduzierung des Kraftfuttereinsatzes zu einer erheblichen Verbesserung der flächen- und ertragsskalierten Umweltleistung. Das IP+-Szenario führt durch die Reduzierung des Düngenniveaus und des Kraftfuttermiteinsatzes zu einer verbesserten lokalen Umweltleistung von konventionellen Ackerbau- und Milchproduktionssystemen und damit zu einer Annäherung an den ökologischen Landbau.

Der Weg zu einem nachhaltigen und umweltgerechten Landwirtschaftssystem in Deutschland

Mit dem Konzept „Öko 4.0“ schlägt diese Studie einen ergebnis- und wirkungsorientierten Ökolandbau vor. Die Innovationsleistung des Ökolandbaus kann gestärkt werden, wenn starre Verbote durch verbindliche Handlungsanweisungen ersetzt werden. Gleichzeitig sollten die in den Öko-Richtlinien gegenwärtig noch fehlenden Mindestanforderungen an den Klima- und Artenschutz, die Habitatqualität und den Bodenschutz verbindlich festgeschrieben werden. Es ist unzureichend, diese Anforderungen nur in unverbindlichen Leitbildern zu formulieren. Eine wissenschaftlich geführte Risiko- und Nutzenabschätzung – sowohl bei neuen Technologien als auch bei alten Praktiken (*case-by-case assessments*) würde in letzter Konsequenz zu einer Güterabwägung zwischen der landwirtschaftlichen Produktion und der Erhaltung anderer Ökosystemfunktionen führen. Diese Studie zeigt hochrelevante Fallbeispiele auf, die nur auf diese Weise gelöst werden können und wo reine Verbote oder emotionale Kriterien (wie zum Beispiel „Natürlichkeit“) die Zukunftsfähigkeit und das Nachhaltigkeitsprofil des Ökolandbaus gefährden.

Die Landwirtschaft der Zukunft muss Ernährungssicherheit gewährleisten und darf gleichzeitig die planetaren Belastungsgrenzen nicht überschreiten. Es ist möglich, im Ökolandbau höhere Erträge zu realisieren und dennoch hohe Umweltleistungen auf den landwirtschaftlichen Flächen zu erbringen (Szenario Öko 4.0). Der Ökolandbau hat also das große Potential, nachhaltige Ernten einzufahren. Dieses Potential kann allerdings nur dann voll ausgeschöpft werden, wenn zusätzliche Anstrengungen in der Forschung und Förderung ökologischer Produktionssysteme unternommen werden und die Schwächen des heutigen Ökolandbaus konsequent adressiert werden. Auch der konventionelle Landbau kann mithilfe ambitionierter Bewirtschaftungsauflagen wesentlich umwelt- und klimafreundlicher werden (Szenario IP+). Von dem Wettstreit unterschiedlicher agrarökologischer Lösungsansätze kann die Landwirtschaft insgesamt nur profitieren. Sowohl der ökologische Landbau als auch integrierte Landnutzungssysteme, wie in Szenario „IP+“ beschrieben, sollten daher zukünftig im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) weiter gefördert werden. Noch einen Schritt weiter hin zu einer ziel- und ergebnisorientierten Agrarumwelt- und Klimapolitik gehen Punktesysteme: Sie ersetzen pauschale Flächenprämien durch ein flexibles Fördersystem, das nur die tatsächlich erbrachten Umweltleistungen honoriert und nicht länger nur die Einhaltung von Mindestmaßnahmen (WBA 2019; Schader *et al.* 2017). Damit stehen Konzepte

und Fördermöglichkeiten bereit, die einer mutigen und ambitionierten Agrarumwelt- und Klimapolitik in Deutschland den notwendigen Rückenwind geben.

Summary

The world population is growing; the demand for agricultural products such as food and animal feeds, fibers and energy crops will continue to rise significantly in the future. Due to this development, agriculture will have to produce more in the future than it does today. On the other hand, modern, intensified agricultural production is already causing serious environmental problems. The pressure for an ecologization of agriculture, therefore, is high. This creates a conflict of objectives, as environmentally compatible extensification of agricultural land management is generally accompanied by a reduction of yields.

With the Agenda 2030, the United Nations agreed on the 17 Sustainable Development Goals (SDG). Agriculture is a fundamental sector for the accomplishment of the SDGs. The Food and Agriculture Organization (FAO) advocates for holistic agro-ecological systems based on both traditional knowledge and innovation (HLPE 2019). Modelling efforts at a global scale also show that an overall more environmentally sustainable agriculture can only be achieved if both the production and consumption of animal products as well as food waste are significantly reduced (Schader *et al.* 2015; Müller *et al.* 2017). Therefore, the entire agricultural and food system must be included in the necessary transformation process.

Among the holistic, agro-ecologically oriented production systems, organic agriculture has proven to be particularly successful in both local and global trade and, therefore, has the potential to make a decisive contribution to this holistic transformation of the agricultural and food system. Overall, organic agriculture is known as a particularly environmentally sustainable form of agriculture, with positive effects on environmental parameters strongly guided by the principle of sustainability (BMEL 2018). However, this assessment is controversially discussed. Yields in organic agriculture compared to conventional production are lower. For example, in Germany there are yield gaps of -19 to -45 % (Ponisio *et al.* 2015; BMEL 2019). Lower yields result in an overall higher land occupation to produce the same quantity of product (Mondelaers 2009; Tuomisto 2012; Clark and Tillmann 2017; Seufert and Ramankutty, 2017). Against this background, comparative analyses of the environmental impacts of conventional and organic farming systems arrive at different results depending on whether the agricultural area or the product quantity is used as a reference value.

Sanders and Hess (2019) published a comprehensive synthesis and analysis of the existing literature on the environmental performance of conventional and organic agriculture; the assessed parameters included water protection, soil fertility, biodiversity, climate protection and adaptation, resource efficiency and animal welfare. The work included an attempt to determine an appropriate reference value for each parameter. However, in order to arrive at a complete assessment, the controversy regarding yields and land use should be given greater attention. Moreover, the effects of production systems on human health should be included within the discussion.

With this report, we aim to present the current state of knowledge on organic agriculture in a comprehensive and critical way. We identify strengths and weaknesses of organic agriculture and explain its innovation potentials. We design and analyze three different development scenarios for organic and conventional agriculture in Germany (*Organic Continuity, Organic 4.0, Integrated Production+*) with the goal of providing a tangible basis for decision-making for a sustainable transformation of agriculture in Germany. We compare the actionable options for organic farming with other agricultural sustainability strategies.

Comparison of organic and conventional agriculture regarding their direct and indirect environmental impacts

Overall, the comparison shows that organic farming is much more environmentally friendly when the impacts are considered by hectare (locally) than conventional farming. Organic farming reduces nitrogen and pesticide emissions and therefore has a great potential for protecting surface and groundwaters (Kusche *et al.* 2019). On organic farmland, more wild herbs, insects and brooding birds can be found. Organic farming is therefore an important strategy for the conservation of biodiversity in cultivated landscapes (Stein-Bachinger *et al.* 2019). In addition to the production system, the presence of near-natural landscape elements is also of great importance for the diversity of species on agricultural land. Organic farming is resource-conserving due to significantly lower nitrogen and energy inputs than conventional agriculture. Despite lower yields, nitrogen and energy efficiency in organic farming is generally higher (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Organic farming provides higher services for maintaining soil fertility than conventional farming. This is central to climate change adaptation, as fertile, humus-rich and well-structured soils contribute significantly to erosion and flood protection as well as other regulatory ecosystem services (Jung und Schmidtke 2019). Organically managed soils contain higher levels of organic carbon, and annual carbon storage rates are higher than in conventional agricultural soils (Gattinger *et al.* 2012). However, when considering greenhouse gas emissions per kg of produced food, organic farming performs similar to conventional agriculture (Weckenbrock *et al.* 2019). Food waste and the share of feed production on arable land are much more relevant for climate protection (Müller *et al.* 2017). Organic farming can have a positive impact on human health, above all due to the reduced use of pesticides and antibiotics in animal husbandry. There is still a lack of data and information on animal behaviour and emotional well-being, thus hindering a final comparative analysis of animal welfare performance in organic and conventional agriculture. Independent of the production system, individual farm management is central to animal health (March *et al.* 2019).

Critical reflection of organic farming and its innovation potentials

Despite its proven strengths in environmental performance and conservative use of natural resources, organic farming still has great potential for further improvement. The environmental deficits of organic production systems must be analyzed critically and constructively in order to contribute to further sustainable development of organic farming and agricultural practices, as a whole.

Presently, the focus of organic farming is on preventive measures (e.g. indirect measures of plant protection, land-based animal husbandry and fertiliser management, preservation of soil fertility). This is undoubtedly a major strength of organic farming. This requires clearly defined standards and legally binding rules for organic farming (cf. EU Organic Regulation and cultivation guidelines). The regulatory framework and clear bans also facilitate marketing and the worldwide exchange of organic goods. Yet, the rigid set of principles and prohibitions may jeopardize the uptake of new innovations and hinder further development of the current system. Other strategies for the ecologilisation of agriculture, such as integrated production, have so far failed due to their non-binding nature.

Despite the legal framework and clearly defined cultivation guidelines, there is a lack of clearly defined minimum requirements and standards in important environmental areas of organic farming. For example, there are currently no minimum requirements for crop rotation (e.g. minimum number of crop rotation elements, integration of legumes, management of cover or catch crops or the degree of soil cover of open arable land during winter months). Moreover, there are no binding requirements for minimum portions of ecological priority areas; these would be necessary to prevent individual habitats from becoming fragmented or isolated

biotopes. On permanent grassland, binding standards on the frequency and periods of use are necessary to effectively promote biodiversity.

The system approach of organic farming promotes several environmental goods at the same time. However, this approach is repeatedly criticised, as single measures can often achieve a higher impact more efficiently. Yet, it is important to bear in mind that single measures often focus on specific environmental services and can lead to conflicts with other environmental objectives. A holistic environmental assessment of agricultural systems must therefore cover the entire farm and consider upstream and downstream processes in the value chain.

A major part of the identified environmental deficits in organic farming can be attributed to insufficient basic and applied research. For example, due to a lack of alternatives, active substances that are not in line with the requirements of modern plant protection are still used (e.g. the use of copper as a fungicide, organic insecticides with a broad spectrum of action and corresponding effects on non-target organisms). Furthermore, there is still insufficient knowledge about the benefits and functionality of important ecosystem services (e.g. the role of soil microbiomes) as they relate to yield formation and stability.

The practical knowledge and experience of local farmers play an important role in organic farming. The particularly strong participatory approach in organic farming research is a major advantage, in terms of diversity of content, the speed at which knowledge is gained as well as lower costs of research. The partnership between organic farmers' practical knowledge and scientific research can still provide significant innovations for the further development of organic farming.

The following scientific and technical innovations and research areas are of central importance to organic agriculture:

- ▶ *Digitalisation:* For a long time, precision farming was merely seen as a means of optimising large-scale farming practices and high-input systems. In the meantime, however, it is showing new possibilities that are transferrable to organic farming (e.g. precise weed control, early disease diagnosis, optimized fertilization by drones, controlled traffic farming etc.). The constant collection and evaluation of data can lead to a deeper knowledge of complex interrelationships and thus promote system-related, preventive measures.
- ▶ *Plant protection and breeding:* Innovation strategies must target more effective and less harmful plant protection measures (e.g. new botanicals, new biocontrol organisms). Microbial research and the development of new molecular and digital techniques continue to provide insights into the complex microbial communities and their potential to promote effective biological control of plant pests. Modern resistant and tolerant plant varieties that produce high yields under organic cultivation practices must be developed (Ponisio *et al.* 2015). However, this strategy requires strong financial support for traditional crossbreeding in low-input and organic farming systems. The major challenge for organic farming is to preserve and develop the knowledge and techniques of crossbreeding. The potential of genetic markers and genomic selections to support crossbreeding must therefore be further examined.
- ▶ *Optimal nutrient management and soil fertility:* Nitrogen is the central factor limiting yields in organic agriculture (Ponisio *et al.* 2015). Innovations that optimise the management of nitrogen are therefore central to sustainable organic agriculture and increased yields. In

addition to improving the breeding of legumes, there are opportunities in the area of microbe-plant interactions, crop rotations, nitrogen losses in animal husbandry, and fertilizer management (cf. also *digitalisation*). In addition, tillage can have a strong impact on soil fertility and erosion control (Schjønnning *et al.* 2002; Crittenden *et al.* 2015; Williams and Hedlund 2013). Innovations that enable reduced or no tillage in organic farming systems therefore have great potential (Cooper *et al.* 2016). With regard to nutrient management, the extraction of valuable substances from waste (urban mining) will play an important role in the future. However, in organic agriculture, its application will be difficult due to possible guideline infringements (e.g. phosphorus extraction by chemical extraction processes).

- ▶ Increasing efficiency and conflicts in animal husbandry: In order to reduce land use for animal feed, alternative protein sources must be found (Müller *et al.* 2017). In animal husbandry, innovations in organic farming must aim at solving the existing conflicts between animal welfare, productivity and sustainability. This can be achieved, for example, through the rearing practices, feeding management and increased number of lactations of dairy cows. An increase in the number of lactations makes organic milk production more climate-friendly and increases local adaptation (Meier *et al.* 2017). There is an additional need for innovations that reduce nutrient output. A further improvement may result from integrating grazing livestock in the crop rotation (Brandt *et al.* 2004; Hörning *et al.* 2011).

Scenarios for further development of organic and conventional agriculture and the corresponding environmental impacts

In order to make organic farming fit for the future, both technical innovations and conceptual further developments are necessary. In view of the environmental sustainability of the entire agricultural sector, both conventional and organic farming development pathways will play an important role. Based on the previous analyses, three scenarios for organic and conventional farming in Germany were developed:

- ▶ Scenario 1 – Organic continuity: Organic farming continues to develop within the existing regulations and current practice. These regulations consist of (1) negative demarcations from prevailing agricultural practice and (2) positive target formulations with regard to important ecological and ethical sustainability standards. This scenario allows farmers and practitioners to participate strongly in the technical development.
- ▶ Scenario 2 - Organic 4.0: Technical progress and innovation lead to increased yields in organic farming and sustainability deficits are avoided. On average, the yield gap between organic farming and conventional production can be cut in half. New and old technologies are subject to a comprehensive sustainability assessment. In some areas, general technology bans are replaced by case-by-case assessments.
- ▶ Scenario 3 - Ecologically optimised integrated production (IP+): For conventional production systems, the objectives of integrated production become legally binding. This scenario has great potential to minimize trade-offs between productivity and sustainability. Concrete measures include, for example, tightening fertiliser regulations with a reduction in the maximum N input per hectare and year to 120 kg, mandatory crop rotation regulations or restrictions on the use of plant protection products. Yields are stabilised at about -10 % of today's conventional agriculture.

In order to estimate the expected environmental effects of the three scenarios, they were modelled using the FiBL farm model (Meier and Moakes 2019; Schader *et al.* 2014) as an example for typical arable farming and milk production systems. The model makes it possible to quantify the environmental impacts of the scenarios and compare them with an organic and conventional baseline scenario. Environmental impacts for 13 impact categories (e.g. greenhouse gases, energy consumption, eutrophication and toxicity) are quantified. The life cycle inventory database ecoinvent 3.5 (ecoinvent Centre 2019) was used to initially map out farm level production.. During the modelling process, care was taken to ensure that the production systems were as representative as possible. For this, typical German dairy and cropping systems were parameterized based on statistical databases. The model results apply only to the modelled production systems and the underlying data and assumptions used. Therefore, the results cannot be transferred to individual farms or other farm types. However, the modelling approach provides valuable insights into the interrelationships between the environmental parameters influenced by agriculture.

The modelling of the scenarios confirms that high global eco-efficiency (environmental performance per kg of food produced) does not necessarily go hand in hand with high local environmental performance (consideration per hectare). For the Organic 4.0 scenario, results show that reducing the yield gap between organic and conventional reference systems leads to higher eco-efficiency in the organic arable farming system. However, the higher nutrient demand required for increasing yields and the resulting higher plant biomass on the field pose a challenge: The risk of nitrogen losses per hectare of agricultural land is increased in the Organic 4.0 scenario. In the modelled organic milk production systems, in particular the reduction of the use of concentrate feed leads to a considerable improvement in both the area- as well as yield-scaled environmental performance. The IP+ scenario leads to an improved local environmental performance of conventional arable farming and milk production systems by reducing the fertiliser use and the use of concentrate feed. This, thus, leads to an approximation to organic farming.

The way forward for a sustainable and environmentally friendly agricultural system in Germany

With the concept "Organic 4.0", this study proposes a result and impact-oriented organic agriculture. The innovative performance of organic agriculture can be strengthened if rigid prohibitions are replaced by binding minimum requirements. Requirements that address climate and species protection, habitat quality and soil protection are currently still missing in the organic guidelines and must be introduced. It is insufficient to formulate these requirements only in non-binding principles. A science-based assessment of the risk and benefit, for both new technologies and for old practices (*case-by-case assessments*) would help contribute to a balancing of goods between agricultural production and promoting and protecting ecosystem services. This study identifies highly relevant examples that can only be solved in this way and where pure prohibitions or emotional criteria (such as "*naturalness*") may endanger the sustainability of organic farming.

The agriculture of the future must guarantee food security and at the same time not exceed the planetary boundaries. It is possible to achieve higher yields in organic farming while at the same time ensuring improved environmental performance on agricultural land (Scenario Organic 4.0). However, this potential can only be fully exploited if additional efforts are made to promote organic research and organic production systems. At the same time, the current weaknesses of organic farming need to be addressed. Conventional farming can also reach higher environmental performance if ambitious cultivation practices are implemented (scenario IP+). Agriculture as a whole can benefit from the adoption of different agro-ecological approaches.

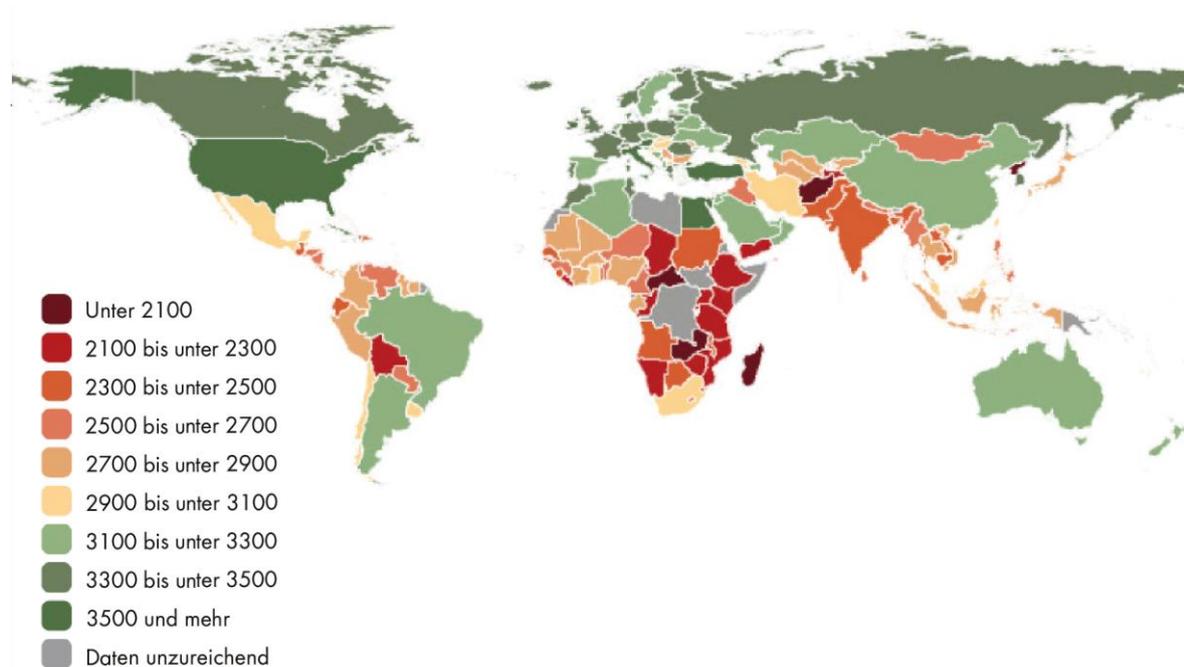
Both organic farming and integrated land use systems, as described in scenario "IP+", should be further promoted within the framework of the Common Agricultural Policy of the European Union (CAP) in the near future. Points systems, for instance, go one step further towards a goal- and result-oriented agri-environment and climate policy. They replace single area payments with specified farming measures using a flexible system that only rewards the environmental services actually provided and not only compliance (WBA 2019; Schader *et al.* 2017). This provides concepts and funding opportunities that ensure the necessary boost for a courageous and ambitious agri-environment and climate policy in Germany.

1 Kontext und Arbeitsziele

Die Intensivierung der Landwirtschaft hat zu einer deutlichen Steigerung der Produktion von Nahrung, Tierfutter, Fasern und Treibstoff geführt und in weiten Teilen der Welt zur Ernährungssicherheit beigetragen. Die gegenwärtige Landwirtschaft ist allerdings auch eine wesentliche Ursache des Verlusts von biologischer Vielfalt (Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019; Newbold *et al.* 2015; Butchart *et al.* 2010a) und Bodenfruchtbarkeit (Amundson *et al.* 2015; Tuomisto *et al.* 2012), der Entstehung von Klimagasen (Gregorich *et al.* 2005; Smith *et al.* 2008; IPCC 2014) und der Verschmutzung und Eutrophierung von Land und Gewässern (Grenni *et al.* 2018; Rockström *et al.* 2009; Beketov *et al.* 2013).

Es wird erwartet, dass die Weltbevölkerung bis 2050 auf fast 10 Milliarden Menschen anwächst (FAO 2017). Diese Entwicklung, verbunden mit einem weiteren Anstieg des Wohlstands in Entwicklungs- und Schwellenländern, wird die Nachfrage nach Nahrungsmitteln um ca. 50 % erhöhen und auch den Konsum tierischer Produkte weiter steigern (FAO 2017). Vielfach wird daher argumentiert, dass die landwirtschaftliche Produktion weiter gesteigert werden muss. Dies lässt außer Acht, dass zwar in vielen Ländern der Mindestenergiebedarf an Kalorien weiterhin nicht gedeckt wird, in den wirtschaftlich entwickelten Ländern aber weit mehr Nahrung zur Verfügung steht, als benötigt wird. (Sütterlin *et al.* 2018; Abbildung 1).

Abbildung 1: Durchschnittliche Verfügbarkeit an Kalorien



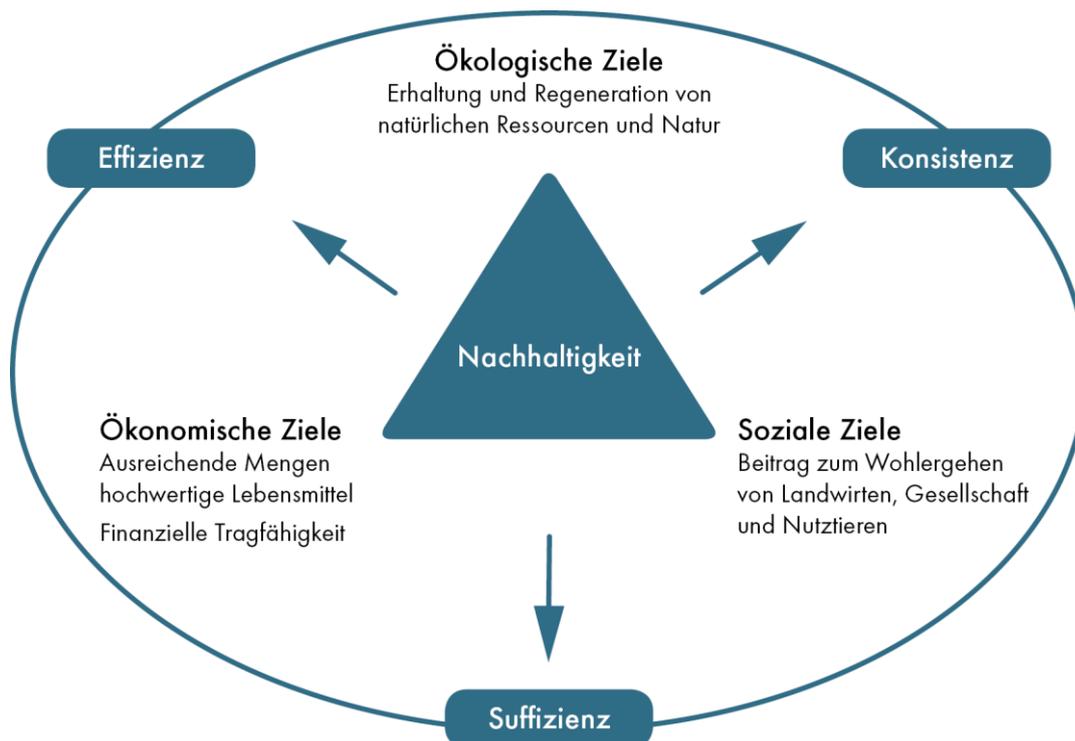
Angaben nach Ländern, in Kilokalorien pro Kopf und Tag

Quelle: Grafik verändert nach Sütterlin *et al.* (2018), basierend auf Daten von FAOSTAT (2018)

Um die negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu minimieren und gleichzeitig die Ernährungssicherheit zu gewährleisten, ist es darum notwendig, über den Aspekt der landwirtschaftlichen Produktion hinaus gesellschaftliche Aspekte wie Konsumgewohnheiten, Verluste entlang der Wertschöpfungsketten sowie Interdependenzen zwischen Nutzpflanzen, Grasland und Nutztieren zu berücksichtigen (Müller *et al.* 2017). Hierfür muss ein ganzheitliches Verständnis von Nachhaltigkeit zugrunde gelegt werden, welches alle drei Strategien der Nachhaltigkeit - Effizienz, Konsistenz und Suffizienz - umfasst (Abbildung 2):

- ▶ Effizienz zielt auf eine produktivere Nutzung von Ressourcen („mehr von weniger“), häufig durch technische Innovationen. Die Ressourceneffizienz kann verbessert werden, indem entweder der Ertrag bei konstantem Aufwand maximiert wird, oder der Aufwand bei konstantem Ertrag minimiert wird. Da die Effizienzstrategie mit den bestehenden wirtschaftlichen Prinzipien kohärent ist, den Ertrag bei konstantem Aufwand zu maximieren bzw. den Aufwand bei konstantem Ertrag zu minimieren, steht sie nicht im Widerspruch zu ökonomischen Zielen, sondern unterstützt diese sogar (Schmidt 2008).
- ▶ Der Begriff Konsistenz beschreibt im Kontext der Nachhaltigkeit die Vereinbarkeit von Natur und Technik. Konsistenz sucht nach alternativen umwelt- und naturverträglichen Technologien und Handlungsweisen. Beispiele sind eine regionale Herkunft von genutzten Produkten, die Bewirtschaftung marginaler Standorte oder die Berücksichtigung des Wohls der Tiere. Es geht also darum, die eingesetzten Ressourcen immer wieder neu zu nutzen.
- ▶ Suffizienz strebt einen geringeren Ressourcenverbrauch an, indem Menschen weniger konsumieren und weniger Dienstleistungen in Anspruch nehmen. Suffizienz versucht also nicht, bestehende Bedürfnisse mit weniger oder anderen Ressourcen zu befriedigen, sondern sie hinterfragt die Bedürfnisse selbst.

Abbildung 2: Dimensionen und Strategien der Nachhaltigkeit

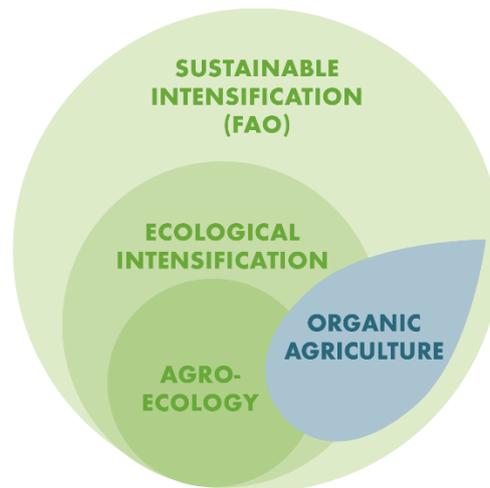


Quelle: Grafik verändert nach Siebenhüner (2001)

Aufgrund der umfassenden Wirkung der Landwirtschaft auf Umwelt und Gesellschaft steht die Transformation der Landwirtschafts- und Ernährungssysteme hin zu mehr Nachhaltigkeit im Zentrum der UN Agenda 2030 für eine nachhaltige Entwicklung (UN 2015). Zur Lösung bestehender Zielkonflikte zwischen einer landwirtschaftlichen Produktivitätssteigerung einerseits und einer landwirtschaftlichen Ökologisierung andererseits erachtet auch die FAO (2017) diese Transformation als notwendig und befürwortet innovative ganzheitliche Systeme,

welche sowohl auf traditionellem Wissen als auch auf Innovationen aufbauen. Im Fokus stehen eine Vielzahl von agrarökologischen Systemen, welche sich hinsichtlich des Verhältnisses von Produktivität und ökologischer oder sozialer Wirkung unterscheiden. Dazu zählen die nachhaltige Intensivierung (FAO), die ökologische Intensivierung (Tittonell 2014), die Agrarökologie im engeren Sinne (mit sozialen Komponenten) und die ökologische Landwirtschaft (CNS-FAO 2019; Abbildung 3).

Abbildung 3: Ertragsstärke und ökologische und soziale Wirkungen verschiedener Strategien für die Nachhaltigkeit



Quelle: Niggli *et al.* (2019, submitted). Die Größe der Kreise symbolisiert die Ertragsstärke, die Intensität der grünen Farbe die ökologischen und sozialen externen Wirkungen. Die Abbildung zeigt auch, wo der Ökolandbau in etwa positioniert ist. Entsprechend seiner Positionierung variiert die Ertragsfähigkeit stark.

Auch in Deutschland ist eine nachhaltige Transformation des Landwirtschafts- und Ernährungssystems notwendig: Qualität und Verfügbarkeit der landwirtschaftlichen Böden nehmen ab (Heißenhuber *et al.* 2015). Die Biodiversität in der Agrarlandschaft ist massiv rückläufig (Feindt *et al.* 2018; BfN 2017a; IPBES 2017; Haupt *et al.* 2009; Biesmeijer *et al.* 2006; Bojková *et al.* 2012). Der hohe Verbrauch von Kraftfutter führt zum Verlust tropischer Primärwälder (Taherzadeh und Caro 2019; Henders *et al.* 2015; Rudel *et al.* 2009; Kastner *et al.* 2012). Die flächenunabhängige Intensivtierhaltung bewirkt Nährstoffüberschuss und Eutrophierung der Gewässer (Reganold und Wachter 2016; Rockström *et al.* 2009) und gewährleistet das Tierwohl nicht (Chemnitz *et al.* 2018; WBA 2015). Böden (Chiaia-Hernández *et al.* 2017; Hvězdová *et al.* 2018; Silva *et al.* 2018), Organismen (Goulson 2014) und Gewässer (LAWA 2015; Stehle und Schulz 2015) sind mit Pestiziden belastet. Schließlich ist die deutsche Landwirtschaft auch ein relevanter Verursacher von Treibhausgasen und steht vor der Herausforderung, sich an die Klimaänderung anzupassen (BMUB 2016). Die Landwirte und Landwirtinnen stehen dabei unter großem ökonomischen Druck, wodurch die betriebsindividuellen Spielräume für ein größeres Umwelt- und Klimaschutzengagement deutlich eingeschränkt werden (WBA 2015; Sanders und Heß 2019; BMEL 2018).

Die ökologische Landwirtschaft hat großes Potential, zur umweltgerechten und nachhaltigen Ausrichtung des Landwirtschafts- und Ernährungssystems beizutragen. Sie ist mittlerweile eine globale Referenz und zeichnet sich durch Alleinstellungsmerkmale aus, welche mit ihrer Marketingstrategie konformgehen. Die Produktionsnormen sind streng kodifiziert, gesetzlich verankert und an ein Zertifizierungssystem gebunden, welches einen weltweiten Marktzugang ermöglicht (Niggli 2015a; CNS-FAO 2019). Diese Standardisierung sowie der ideologische

Unterbau sind zentrale Ursachen des Erfolges, allerdings aber auch Faktoren, welche Innovationen und Weiterentwicklungen im Wege stehen können. Eine konzeptionelle Weiterentwicklung des Systems ökologische Landwirtschaft und eine umfassende Innovationskultur sind deshalb nötig, um die ökologische Landwirtschaft aus der Nische herauszuführen.

In der wissenschaftlichen Literatur liegen zahlreiche Belege vor, dass auf ökologisch bewirtschafteten Flächen höhere Umweltleistungen erbracht werden als im konventionellen Anbau (Sanders und Heß 2019). Der Ökolandbau kann daher zur Erreichung mehrerer *Sustainable Development Goals* (SDG), den Nachhaltigkeitszielen der Vereinten Nationen, beitragen, wie z.B. Maßnahmen zum Klimaschutz (SDG 13), verantwortungsvolle Produktion und Konsum (SDG 12), Leben unter Wasser und an Land (SDG 14 & 15), kein Hunger (SDG 2), sauberes Wasser (SDG 6), Gesundheit und Wohlergehen (SDG 3) und menschenwürdige Arbeitsbedingungen (SDG 8). Dementsprechend verfolgt die Bundesregierung das in der Nachhaltigkeitsstrategie festgehaltene Ziel, die ökologisch bewirtschaftete Fläche von 7,48 % im Jahr 2016 auf 20 % der landwirtschaftlichen Gesamtfläche bis zum Jahr 2030 zu erhöhen (Bundesregierung 2016). Gleichzeitig ist der Ökolandbau nur ein Teil der Lösung im Transformationsprozess hin zu einem nachhaltigen Landwirtschafts- und Ernährungssystem. Auch die konventionelle Landwirtschaft muss nachhaltiger werden. In diesem Übergangsprozess kann der ökologische Landbau eine zentrale Rolle als Ideengeber für die weitere Verbesserung nachhaltiger Praktiken spielen.

Nach wie vor werden allerdings im ökologischen Landbau niedrigerer Erträge erzielt als in der konventionellen Landwirtschaft (Seufert *et al.* 2012; Noleppa 2016; Ponisio *et al.* 2015; De Ponti *et al.* 2012). Im ökologischen Landbau wird deshalb eine größere Fläche benötigt, um die gleiche Erntemenge wie im konventionellen Anbau zu gewinnen. Die ökologische Vorzüglichkeit des ökologischen Landbaus ist daher weniger deutlich ausgeprägt oder sogar abwesend, wenn sie auf Produkteinheiten statt auf Flächeneinheiten bezogen werden (Mondelaers 2009; Tuomisto 2012; Clark und Tillmann 2017, Seufert und Ramankutty, 2017). Die Bewertung der Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme hängt also entscheidend davon ab, welche Bezugsgröße für den entsprechenden Umweltparameter gewählt wird. Es ist daher notwendig, für jeden Parameter und Kontext die angemessene Bezugsgröße zu definieren.

Landwirtschaftliche Produktionssysteme haben sehr vielfältige Auswirkungen auf ganz unterschiedliche Umweltbereiche. Bisweilen entstehen Zielkonflikte zwischen einzelnen Umwelt- und Naturschutzzielen (wie z.B. zwischen Tierwohl und Klimaschutz). Sollen politische Handlungsempfehlungen formuliert werden, ist es daher zielführend, die Umweltwirkungen zu priorisieren. Sind die Umweltwirkungen quantifiziert, lassen sich die Vor- und Nachteile der Anbausysteme vergleichen und das Landwirtschaftssystem als Ganzes optimal ausgestalten. Auch ist es notwendig, die Anbausysteme weiterzuentwickeln und notwendige Innovationen zu identifizieren. Werden Anbausysteme als Ganzes verglichen, spielen zudem die angestrebte Produktionsmenge sowie die Produktpalette eine entscheidende Rolle. Umweltwirkungen lassen sich nicht nur verbessern, indem ein Produkt effizienter oder umweltverträglicher erzeugt wird, sondern auch, indem weniger von diesem Produkt erzeugt bzw. konsumiert wird. Da zahlreiche wirtschaftliche, gesellschaftliche, ökologische und technische Faktoren auf die Produktionsmenge und auf den Flächenverbrauch einwirken, ist dies keine einfache Aufgabe. Ein Ansatz besteht darin, zentrale Faktoren und Möglichkeiten zu identifizieren, wie die inländische Produktionsmenge reduziert werden kann, ohne dass es zu Verlagerungseffekten kommt.

Mit diesem Gutachten versuchen wir, den Wissensstand zur ökologischen Landwirtschaft umfassend und kritisch darzustellen. Unterschiedliche Entwicklungsperspektiven für die

ökologische Landwirtschaft werden dargestellt und mit anderen landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsstrategien verglichen. Vor diesem Hintergrund wird erörtert, welchen Beitrag die ökologische Landwirtschaft für eine nachhaltige Transformation des Agrar- und Ernährungssystems in Deutschland leisten kann. Um dieses Potential ausschöpfen zu können, ist es nötig, sowohl die Stärken als auch die Schwächen des Ökolandbaus kritisch zu reflektieren. Hierfür stellen wir die Merkmale der ökologischen Landwirtschaft und die wesentlichen Unterschiede zur konventionellen Landwirtschaft übersichtlich dar. Wir vergleichen die Umweltwirkungen der Anbausysteme, unter besonderer Berücksichtigung der kürzlich erschienenen umfassenden Analyse von Sanders und Heß (2019). Dabei werden die angemessenen Bezugsgrößen identifiziert und es wird versucht, verbliebene Lücken zu schließen. Basierend auf der Analyse der gefundenen Stärken und Schwächen suchen wir nach Innovationspotentialen in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft und entwerfen entsprechende Entwicklungsszenarien. Dabei zeigen wir Wege auf, wie die Umweltauswirkungen dieser Szenarien anhand von Modellierungen quantifiziert und veranschaulicht werden können. Darauf aufbauend entwerfen wir ein modernes Leitbild für die Landwirtschaft in Deutschland. Das Gutachten soll notwendige Wissensgrundlagen für die Optimierung der ökologischen Landwirtschaft hinsichtlich Umwelt- und Klimaschutz und für eine umweltgerechte, nachhaltige Neuausrichtung der Landwirtschaft in Deutschland liefern.

Das Gutachten gliedert sich in folgende Kapitel:

- ▶ Wesentliche Unterschiede der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Deutschland (Kapitel 2).
- ▶ Vergleich der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich ihrer direkten und indirekten Umweltwirkungen (Kapitel 3).
- ▶ Möglichkeiten der Optimierung und Weiterentwicklung der ökologischen Landwirtschaft (Kapitel 4.14).
- ▶ Beitrag des Ökolandbaus zur notwendigen umweltgerechten Ausrichtung der Landwirtschaft in Deutschland (Kapitel 5).

2 Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Deutschland

2.1 Grundsätze und Grundlagen der konventionellen Landwirtschaft in Deutschland

Unter konventioneller Landwirtschaft werden in diesem Gutachten alle nicht bio-zertifizierten Landwirtschaftssysteme zusammengefasst. Einleitend muss festgehalten werden, dass weder die konventionelle noch die ökologische Landwirtschaft in sich homogen sind und die tatsächliche Struktur und Praxis der einzelnen Betriebe maßgeblich von standörtlichen, klimatischen und sozioökonomischen Bedingungen abhängig ist. In Deutschland wird unter der sogenannten konventionellen Landwirtschaft die herkömmliche, aus der traditionellen Landwirtschaft hervorgegangene, und seither weiterentwickelte Landwirtschaft verstanden. Sie stellt die häufigste Form der Landwirtschaft dar. Die Bewirtschaftung basiert auf den Erkenntnissen der Agrarwissenschaft unter Berücksichtigung der regionalen Gegebenheiten. Die Spezialisierung auf einzelne Produktionsrichtungen ist stark ausgeprägt. Die landwirtschaftlichen Betriebe sind in der Regel vergleichsweise offene Systeme mit unterbrochenen Nährstoffkreisläufen, welche auf der Zufuhr externer Betriebsmittel basieren. Die Zufuhr von Nährstoffen erfolgt u.a. durch leicht-lösliche Mineraldünger; der Pflanzenschutz nutzt chemisch-synthetische Mittel und in der Tierhaltung werden Futtermittel aus weltweiten Quellen importiert.

Die dominante Nachhaltigkeitsstrategie in der Praxis der konventionellen Landwirtschaft besteht darin, das Nutzen-Aufwand-Verhältnis zu optimieren (sog. „Ressourceneffizienz“, IVA 2019). Zu diesem Zwecke kommen alle behördlich zugelassenen Saatgutsorten, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel (PSM) zur Anwendung. Ressourceneffizienz soll z.B. durch die Anwendung von Schadschwellen zur Minimierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes oder durch eine präzise Düngebedarfsermittlung erreicht werden. Eine ertragreiche Nutzung der landwirtschaftlichen Anbauflächen soll die Versorgung mit Lebensmitteln sicherstellen und die Wirtschaftskraft der ländlichen Regionen erhalten. Der Deutsche Bauernverband (DBV), Spitzenverband der deutschen Land- und Forstwirtschaft, nennt in seinem Leitbild die bäuerliche Selbständigkeit, die Verantwortung gegenüber Mensch, Tier und Natur, die Verpflichtung für Familie, Eigentum und Ländliche Gemeinschaft sowie die christlichen Grundwerte als zentrale bäuerliche Werte (DBV 2011). Es sei Grundsatz des bäuerlichen Denkens, den Betrieb in besserer Verfassung an die nächste Generation weiter zu geben. Der DBV sieht das bestehende Wirtschaftssystem, die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) und internationale Märkte als maßgebliche Rahmensetzungen für die deutsche Landwirtschaft. Die deutsche Landwirtschaft sei weiterhin grundsätzlich offen für neue Entwicklungen und Technologien (DBV 2011).

Die gesetzlichen Grundlagen sowohl der konventionellen als auch der ökologischen Landwirtschaft sind die Landwirtschaftsgesetze und die relevanten EU-Verordnungen. Ein zentraler Grundsatz ist die „gute fachliche Praxis“ (GfP), welche im Umweltrecht (BNatSchG, BbodSchG) und Agrarrecht (PflSchG, DüngG) Verwendung findet (Möckel 2018). Sie ist dabei als Ergänzung der rechtlichen Regelungen zu verstehen (BMEL 2010), ist selbst jedoch nicht rechtlich bindend. Die GfP stellt dabei keinen statischen Zustand dar, sondern entwickelt sich aufgrund von neuen Erkenntnissen kontinuierlich weiter (BMEL 2010). Die GfP beinhaltet die Einhaltung von Umwelt- und Tierschutzgrundsätzen, die standortangepasste Bewirtschaftung, die Unterlassung von vermeidbaren Beeinträchtigungen von Biotopen und die Vermeidung von schädlichen Umweltwirkungen.

Im Pflanzenschutz sieht die GfP Maßnahmen vor, die (1) wissenschaftlich gesichert, (2) aufgrund von Praxiserfahrungen empfehlenswert, (3) von der amtlichen Beratung empfohlen und (4) den sachkundigen Anwendern bekannt sind (BMEL 2019a; BMEL 2010). Die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes sowie der Schutz des Grundwassers sollen berücksichtigt werden. Laut Gesetz ist der integrierte Pflanzenschutz umgesetzt und wird als Standard der konventionellen Landwirtschaft angesehen. Der Nationale Aktionsplan Pflanzenschutz (NAP) wurde im Jahr 2013 zur Umsetzung des Artikel 4 der EU-Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie 2009/128/EG von der Bundesregierung beschlossen. Er fordert branchenspezifische Leitlinien für den integrierten Pflanzenschutz (NAP 2019). Allerdings gibt es weiterhin keine verbindliche Regelung, dass der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln nur eine gelegentlich notwendige Feuerwehrmaßnahme darstellen soll.

Der GfP zufolge soll die Düngung die Bodenfruchtbarkeit fördern und die Versorgung mit notwendigen Pflanzennährstoffen sicherstellen. Die Düngegesetzgebung (Düngegesetz, Düngeverordnung, Stoffstrombilanzverordnung, Düngemittelverordnung) soll den landwirtschaftlichen Nährstoffaustrag beschränken und somit zur Reduzierung der negativen Umweltwirkungen der Düngung beitragen (BMEL 2017a). Darüber hinaus soll damit eine verbesserte Wirksamkeit der Düngung erreicht werden (BMEL 2019b). Art, Menge und Anwenzeitpunkt von Düngemitteln müssen am Bedarf der Pflanzen und des Bodens ausgerichtet sein. Um ein Gleichgewicht zwischen dem Nährstoffbedarf und der Nährstoffversorgung sicherzustellen, muss eine Düngebedarfsermittlung unter Berücksichtigung des Ertragsniveaus und der verfügbaren Stickstoffmengen durchgeführt werden (BMEL 2019b). Die zugrundeliegenden Richtlinien werden kontinuierlich verschärft. So wurde die Düngegesetzgebung im Jahr 2017 grundlegend überarbeitet. Im Zuge der Novellierung der Düngegesetzgebung wurden u.a.: (1) bundeseinheitliche Regelungen der Düngebedarfsermittlung mit ertragsabhängige standort- und kulturartenbezogene Obergrenzen für die Stickstoffdüngung eingeführt; (2) die Vorgaben für das Aufbringen von Düngemitteln auf überschwemmten, wassergesättigten, gefrorenen oder schneebedeckten Boden präzisiert; (3) die Zeiträume während denen keine Düngemittel ausgebracht werden dürfen, verlängert; (4) Sperrzeiten für die Aufbringung von Festmist von Huf- und Klautieren sowie Kompost eingeführt; (5) die Stickstoffdüngung von bestimmten Ackerkulturen im Herbst beschränkt; (6) Vorgaben zur Lagerungskapazität von flüssigen und festen Wirtschaftsdüngern präzisiert, (7) der Mindestabstand zwischen Agrarflächen in Hanglagen, die gedüngt werden, und Gewässern erhöht; (8) die Kontrollwerte für Stickstoff und Phosphor im Nährstoffvergleich verringert sowie (9) zusätzliche verpflichtende Maßnahmen zur Verminderung der Nitrat- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächengewässer (aus einem in der Verordnung vorgegebenen Anforderungskatalog) eingeführt. Diese Verpflichtung betrifft Gebiete mit hoher Nitrat- oder Phosphorbelastung, welche nachweislich aus der Landwirtschaft stammen (BMUB und BMEL 2017; BLE und BZL 2018). Die kontinuierliche Verschärfung der Gesetzgebung ist auch bedingt durch die Notwendigkeit der Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie (91/676/EWG, Schutz von Gewässern vor Verunreinigungen durch Nitrate aus der Landwirtschaft) in Übereinstimmung mit der Sichtweise der Europäischen Kommission und des Europäischen Gerichtshofs (BMEL 2019b; siehe Kapitel 3.3). Die Europäische Kommission hatte 2013 ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen der unzureichenden Umsetzung der Nitratrichtlinie eingeleitet. Der Europäische Gerichtshof hat den Klagegründen 2018 stattgegeben. Die an die Europäische Kommission übermittelten Vorschläge zur Anpassung der Düngeverordnung wurden von der Europäischen Kommission jedoch als unzureichend erachtet, weshalb beschlossen wurde ein Zweitverfahren einzuleiten. Deutschland prüft derzeit die zusätzlichen Erfordernisse (BMEL 2019b). Die Landwirtschaft ist jedoch nicht der ausschließliche Verursacher der Grundwasser- und Trinkwasserbelastungen mit Nitrat und

Phosphor. Einleitungen durch Kläranlagen oder auch Standortgegebenheiten (z.B. Moore) sind ebenfalls relevant und können lokal auch bedeutsamer sein als die landwirtschaftlichen Rückstände (Seel 2019).

Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU ist ein umfangreiches Steuerungs- und Finanzierungsinstrument für die europäische Landwirtschaft und auch für den Umweltschutz relevant. Insgesamt sind die staatlichen Transferleistungen im Rahmen der GAP (flächenbezogene Direktzahlungen und Zuschüsse wie z.B. Zins- und Investitionszuschüsse, Agrardieselvergütung, Ausgleichszulage, Zahlungen aus Agrarumweltmaßnahmen) für die landwirtschaftlichen Betriebe von hoher Relevanz: Rund 44,4 % des Einkommens von landwirtschaftlichen Betrieben in Deutschland resultieren aus diesen staatlichen Transferleistungen (BML 2015). Somit sind die landwirtschaftlichen Betriebe wirtschaftlich stark abhängig von der europäischen Agrarpolitik und ihrer nationalen Umsetzung. Pe'er *et al.* (2019) zeigen allerdings, dass die Direktzahlungen, die den größten Anteil am GAP-Haushalt ausmachen (2017: 68,9 %), bezüglich aller Dimensionen der Nachhaltigkeit ineffektiv sind. Die *Greening*-Regelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) sollten eine zusätzliche Ökologisierung der konventionellen Landwirtschaft bewirken, sie führten allerdings nachweislich zu keiner deutlichen Verbesserung der Umweltwirkungen (Röder *et al.* 2018).

2.2 Entstehung und Entwicklung der konventionellen Landwirtschaft

Entscheidend für die Entstehung der modernen, konventionellen Landwirtschaft war der technische Fortschritt und die Umsetzung von wissenschaftlichen Erkenntnissen. Dies führte zu einer enormen Produktionssteigerung, besonders im Zuge der voranschreitenden Mechanisierung ab 1950. Die Erkenntnis, dass anorganische Nährstoffe für das Pflanzenwachstum entscheidend sind, führte zur Anwendung der Mineraldüngung (von Liebig 1876; Langer 2014). Das Haber-Bosch Verfahren zur Ammoniak-Synthese ermöglichte die Herstellung von Kunstdüngern (Hermann 1965). Die Entwicklung und Anwendung chemisch-synthetischer Herbizide ersetzte weitgehend die manuelle und maschinelle Unkrautbekämpfung; chemisch-synthetische Insektizide und Fungizide wurden zur Abwehr von Schädlingen eingesetzt. In der Pflanzenzüchtung wurde die Massenauslese durch Hybrid- und Kombinationszüchtung abgelöst, sodass Hochleistungssorten mit höherem Ertrag, Qualität und Widerstandsfähigkeit entstanden (Becker 2011). Auch in der Tierzucht führten systematische Kreuzungen und die Anwendung von reproduktionsbiologischen und molekularbiologischen Methoden zu hochleistungsfähigen Einnutzungsrassen (Willam und Simianer 2017). Diese wurden aufgrund der Möglichkeit von Futtermittelzukauf und gesteigerter Futterproduktion mittels Mineraldüngung in immer größeren Produktionseinheiten gehalten. Verbrennungsmotoren und die Übertragung von technologischen Fortschritten aus anderen Branchen bewirkten ferner die verstärkte Mechanisierung der Landwirtschaft mit stetig zunehmender Größe und Leistungsfähigkeit der Landmaschinen (Herlitzius *et al.* 2013).

Die arbeitsteilige und spezialisierte Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion mit hohem Maschineneinsatz wurde durch eine gezielte Flurbereinigung unterstützt, d.h. die Ausräumung und Einebnung der Landschaft, die Beseitigung von Strukturelementen und die Vergrößerung der Ackerschläge (Henkel 1978). Gleichzeitig führte und führt der große wirtschaftliche Druck und die internationale Preiskonkurrenz zu dauerhaft niedrigen Produktpreisen. In letzter Konsequenz werden die unrentablen Höfe aufgegeben; die Flächenausstattung der verbleibenden Betriebe nimmt weiter zu (Chemnitz und Rehmer 2019; BMEL 2018). Die Betriebsgröße und Bewirtschaftungsform werden allerdings weiterhin maßgeblich durch die regionalen standörtlichen und klimatischen Bedingungen beeinflusst.

Ab den 1970er Jahren traten die Umweltprobleme, der landwirtschaftlichen Intensivierung zunehmend in den Vordergrund der wissenschaftlichen und öffentlichen Wahrnehmung (UBA 2018a). Dazu gehören der Verlust der vielfältigen Kulturlandschaft, die Degradierung der Böden, der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen sowie Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächengewässer, die Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen sowie der Verlust der Biodiversität. Auch die Intensivtierhaltung führte zu gesellschaftlichen Diskussionen und Forderungen nach tierwohlgerechteren Haltungsbedingungen (Poppinga 2009). Die Anwendung der ab den 1970 Jahren entwickelten Gentechnik (Joos *et al.* 1983; Cohen *et al.* 1972; Morrow *et al.* 1974; Jackson *et al.* 1972) in der Landwirtschaft wurde in Europa gesellschaftlich mehrheitlich abgelehnt. In der Folge wurde die Zulassung auf europäischer Ebene streng reguliert. Derzeit ist nur eine Maissorte (MON810) zum Anbau in der EU zugelassen, wobei diese zur Zeit lediglich in fünf Mitgliedsstaaten angebaut wird. Für zwei weitere Sorten ist eine Zulassung beantragt aber nach wie vor ausständig. Bis 2011 wurde auch die gentechnisch veränderte Kartoffelsorte Amflora in Schweden und Deutschland angebaut.

Seit 2015 haben die Mitgliedsstaaten die Möglichkeit, den Anbau von GVOs auf ihrem Territorium zu verbieten, selbst wenn es eine Zulassung auf EU-Ebene gibt. Von diesem Recht haben 17 Länder sowie Wallonien und Nordirland. Wales und Schottland bisher Gebrauch gemacht (Europäische Kommission 2019; BMEL 2013). Festzuhalten ist jedoch, dass in die Europäische Union (EU) gentechnisch veränderte Pflanzen und deren Verarbeitungsprodukte eingeführt werden und in der konventionellen Landwirtschaft als Futtermittel zum Einsatz kommen. Hier sind gentechnisch veränderter Mais, Soja und Raps am bedeutendsten. Es dürfen nur jene Sorten importiert werden, für die es eine Zulassung als Lebens- und Futtermittel am europäischen Markt gibt. Da in den Handelsstatistiken nicht zwischen der Einfuhr von gentechnisch veränderten und konventionellen Gütern unterschieden wird, gibt es keine genauen Zahlen zum tatsächlichen Import von gentechnisch veränderten Futtermitteln. Die Europäische Kommission hat jedoch grobe Schätzungen dazu angestellt und schätzt beispielsweise, dass ca. 85 % des gesamten in die EU importierten Sojas gentechnisch verändert ist (Europäische Kommission 2016). Die Mengen gentechnisch veränderter Futtermittel, die tatsächlich in den einzelnen Mitgliedsländern verfüttert werden, lassen sich jedoch nicht verlässlich feststellen und variieren von Land zu Land unter Umständen erheblich. Außerdem hängt der Anteil von gentechnisch veränderten Futtermitteln stark vom landwirtschaftlichen Teilssektor ab: Schätzungen zeigen, dass in Deutschland ca. 50 % des produzierten Mischfutters im Geflügelsektor gentechnikfrei sind, während der Anteil an gentechnikfreien Mischfutter in der Rinder- und Schweinehaltung bei unter 10 % liegt (JRC 2015).

Die gesetzlichen Rahmenbedingungen der Tierhaltung wurden im Laufe der Zeit verschärft. So gilt zum Beispiel seit 2006 EU-weit das Verbot, Antibiotika als leistungsfördernde Futtermittelzusatzstoffe einzusetzen. Die Käfighaltung von Legehennen ist in Deutschland seit 2010, in der gesamten EU seit 2012 verboten. Ferner dürfen die Schnäbel von Legehennen seit 2017 nicht mehr gekürzt werden. Die Umsetzung der gesetzlichen Regelungen stellt die Landwirte und Landwirtinnen allerdings vor neue Herausforderungen: So bedingen z.B. tierfreundlichere Haltungsbedingungen unter Umständen teure bauliche Veränderungen und möglicherweise eine Abwanderung der Produktion in Länder mit weniger strengen Regelungen (DBV 2018; DBV 2017).

Um negative Umweltwirkungen zu vermeiden, setzt die konventionelle Landwirtschaft vor allem auf technische Weiterentwicklungen. So ersetzen z.B. spezifischere Pflanzenschutzmittel die nicht-selektiven Mittel (Börner 2009). Bodenanalysen ermöglichen eine gezielte Düngung (Schmidhalter 2016) und Niederdruckreifen oder mehr Achsen/Reifen reduzieren die Bodenverdichtung durch schwere Maschinen (Bürger *et al.* 2017). Heute befindet sich die

konventionelle Landwirtschaft in einer neuen Phase des Produktivitätswachstums, die zu verschiedenen Varianten der Präzisionslandwirtschaft führt: Informationstechnologie und Digitalisierung bestimmen die Arbeitsabläufe und ermöglichen es, punktgenau zu säen, zu düngen und zu ernten und damit weitreichende Effizienzgewinne zu erzielen. Relevante Trends der zukünftigen Entwicklung der konventionellen Landwirtschaft sind (1) Digitalisierung und Automatisierung, (2) weitere Intensivierung der Globalisierung, (3) Ökologisierung mit einem Fokus auf die Nutzung von Ökosystemdienstleistungen, (4) Bodenverschlechterung und Konkurrenz um Boden, und (5) eine weitere Zunahme der Betriebsgröße und Veränderungen in der Sozialstruktur (UBA, 2019).

Insgesamt führt die derzeitige Entwicklung der Landwirtschaft dazu, dass wesentlich stabilere und höhere Erträge erzielt werden. Vielfach geht das aber immer noch zu Lasten der Gewässer- und Luftqualität, der Bodenfruchtbarkeit und Artenvielfalt. Nach wie vor besteht daher großer Innovations- und Transformationsbedarf, um ein nachhaltiges und umweltgerechtes Landwirtschaftssystem zu erreichen.

2.3 Die ökologische Landwirtschaft

2.3.1 Entstehung und Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft

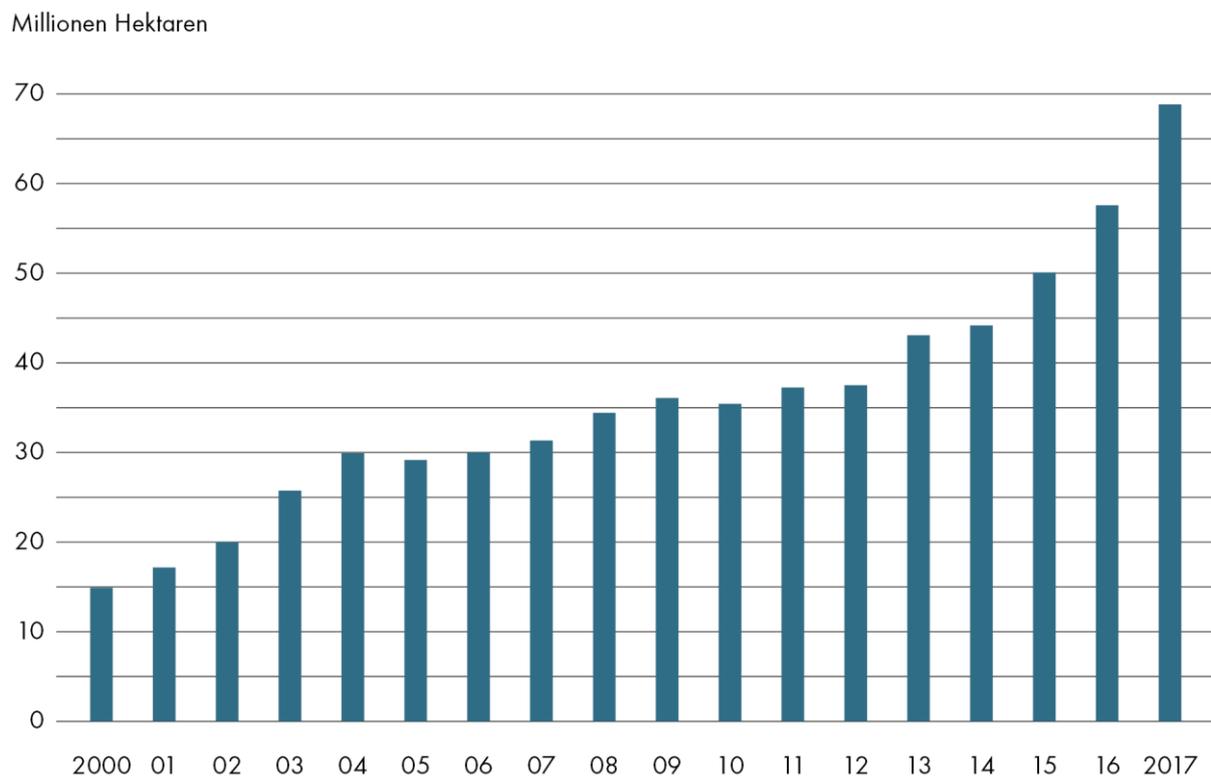
Die ökologische Landwirtschaft entstand im zwanzigsten Jahrhundert aus der traditionellen und konventionellen Landwirtschaft und sozialen Bewegungen dieser Zeit. Ihre Entstehung war auch eine Reaktion auf Umweltbelastungen der fortschreitenden landwirtschaftlichen Intensivierung durch mineralischen Stickstoffdünger, chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Flurbereinigung (Vogt 2007). Der sog. natürliche Landbau in Deutschland und die Obstbausiedlung Eden in Berlin Ende des 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren die weltweite Geburtsstunde des Ökolandbaus. Die Grundidee der Bio-Pioniere (Sir Albert Howard 1873-1947, Hans Peter Rusch 1906-1977, Hans Müller 1891- 1988, Maria Müller 1894-1969) bestand darin, naturnahe Systeme mit fruchtbaren, gesunden Böden zu schaffen, die sich selbst regulieren und zu gesunden Pflanzen, Tieren und Menschen führen würden. Diese Vorstellung basiert auch auf den philosophischen Anschauungen von Jean Jacques Rousseau („Retour à la nature“, 1712-1798), Gegory Bateson (1904-1980) und Margaret Mead (1901-1978). Gleichzeitig entstand um Rudolf Steiner (1861-1925) aus der spirituell-esoterischen Weltanschauung der Anthroposophie die biodynamische Landwirtschaft, die heute durch den Anbauverband Demeter vertreten wird (Demeter e.V. 2019). Diese erste Phase der ökologischen Landwirtschaft war geprägt von bäuerlichen Gruppierungen, welche sich besonders für Bodenfruchtbarkeit, Kreislaufwirtschaft, gesunde Ernährung, bäuerliche Landwirtschaft und Umweltschonung einsetzten, sowie später auch für Naturschutz, Vielfalt und Tierwohl.

Ab den 1970er-Jahren setzte eine Phase des Wachstums, der systematischen Forschung und der Standardisierung ein. Im Jahr 1972 wurde die Internationale Vereinigung biologischer Landbaubewegungen (IFOAM) in Versailles gegründet (IFOAM 2019). Eines der Hauptziele war die Definition von Mindeststandards und damit der Schutz für die Begriffe „biologisch“, „bio“ und „organic“. Es entstand ein System der Regulation, Kontrolle und Zertifizierung durch externe Audits (Third-Party-Audits). Die Produktionsstandards sind seither streng kodifiziert und an ein Zertifizierungssystem gebunden, das einen weltweiten Marktzugang ermöglicht. Sanktioniert werden dabei hauptsächlich die Nichteinhaltung von Technologieverböten und die Anwendung verbotener Hilfsstoffe.

Die zunehmende Popularität der Begriffe „bio“ und „biologisch“ veranlasste die Europäische Kommission zu einem gesetzgeberischen Prozess mit dem Ziel, die Verbraucher und Verbraucherinnen vor einer betrügerischen Verwendung des Begriffs „Bio“ zu schützen.

Gleichzeitig wurde auch der Begriff „ökologisch“ für Produkte aus biologischer Produktion beansprucht. Vertreter und Vertreterinnen deutscher, schweizerischer, französischer und englischer Bioorganisationen brachten den IFOAM-Standard in diese Verhandlungen ein. Ein Resultat dieser Bemühungen war die rechtliche Regelung auf Europäischer Ebene, die *EU-Öko-Verordnung* (siehe unten). Der staatliche Gesetzgebungsprozess hat sich seither weltweit etabliert; die ökologische Landwirtschaft wächst rasant (Willer und Lernoud 2019). Abbildung 4 zeigt die globale Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft zwischen 2000 und 2017. Eine Konsequenz dieses Wachstums ist allerdings auch eine zunehmende Anzahl von Produzenten und Produzentinnen, welche sich lediglich an den gesetzlichen Mindeststandards orientieren.

Abbildung 4: Wachstum der ökologischen Landwirtschaft weltweit 2000-2017



Quelle: FiBL

2.3.2 Die Grundprinzipien und der rechtliche Rahmen der ökologischen Landwirtschaft

Der Ökolandbau ist ein landwirtschaftliches System, welches sowohl durch Prinzipien und Leitlinien als auch durch rechtlich verbindliche Richtlinien geprägt ist.

IFOAM-Prinzipien

Die Internationale Vereinigung biologischer Landbaubewegungen (IFOAM) formulierte die Grundsätze der ökologischen Landwirtschaft in vier Prinzipien (IFOAM 2005):

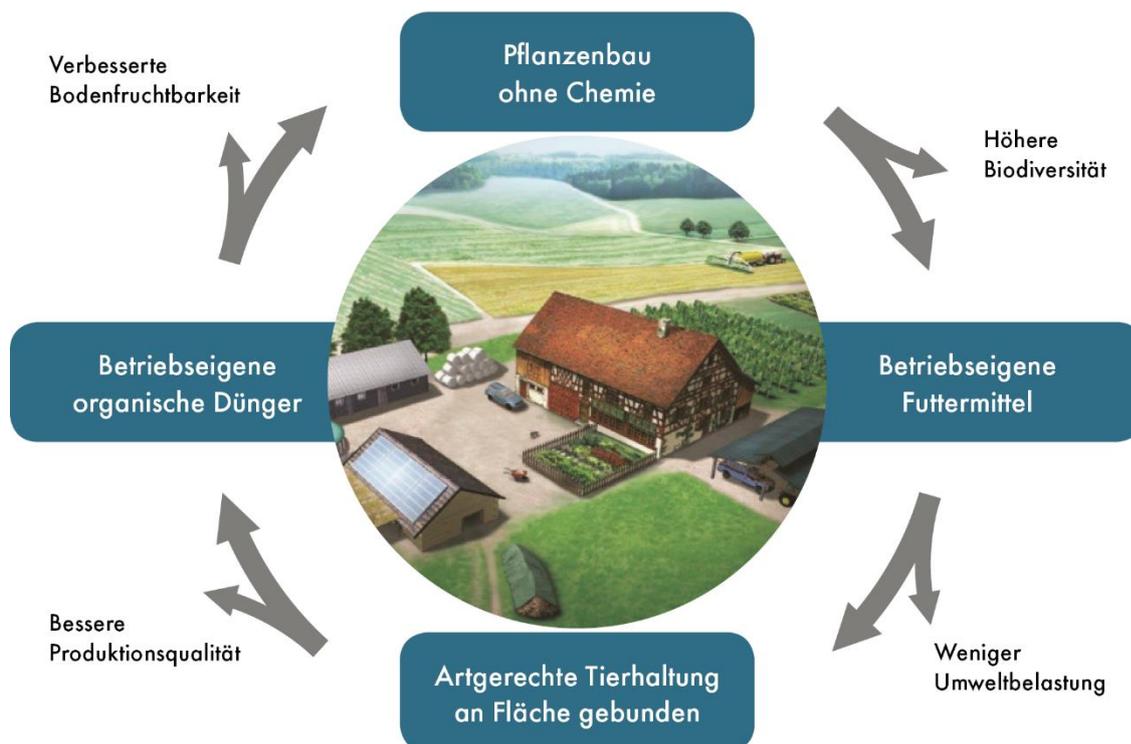
- ▶ Prinzip der *Gesundheit*. Die ökologische Landwirtschaft soll die Gesundheit des Bodens, der Pflanzen, der Tiere, des Menschen und des Planeten als ein Ganzes und Unteilbares bewahren.
- ▶ Prinzip der *Ökologie*. Die ökologische Landwirtschaft soll auf lebendigen Ökosystemen und Kreisläufen aufbauen, mit diesen arbeiten, sie nachahmen und stärken.

- ▶ Prinzip der *Gerechtigkeit*. Die ökologische Landwirtschaft soll auf Beziehungen aufbauen, welche Gerechtigkeit garantieren im Hinblick auf die gemeinsame Umwelt und Chancengleichheit im Leben.
- ▶ Prinzip der *Sorgfalt*. Die ökologische Landwirtschaft soll in einer vorsorgenden und verantwortungsvollen Weise betrieben werden, um die Gesundheit und das Wohlbefinden der jetzigen und folgenden Generationen zu bewahren und die Umwelt zu schützen.

Grundsätze im ökologischen Anbau

Die ökologische Landwirtschaft ist ein Anbausystem, welches in verpflichtenden Richtlinien den Schwerpunkt der Bewirtschaftung auf vorbeugende Maßnahmen verlagert und dadurch auf resiliente Systeme angewiesen ist. Die Grundsätze der ökologischen Landwirtschaft beruhen auf Respekt gegenüber der Natur, auf den natürlichen Prozessen und auf ökologischen Belastungsgrenzen (Niggli 2010). Angestrebt wird ein geschlossener Betriebskreislauf, welcher möglichst alle Systemkomponenten umfasst: Pflanzenbau, Futtermittel, Tierhaltung und Düngung, (Abbildung 5). Der Betrieb wird als Ökosystem betrachtet, welches durch Boden-, Gewässer- und Artenschutz positive Auswirkungen auf die Umwelt hat. Pflanzen werden durch Erhalt der natürlichen Bodenfruchtbarkeit, den Anbau von Leguminosen und mit betriebseigenen organischen Düngern (Gülle, Mist, Kompost) versorgt.

Abbildung 5: Das Grundprinzip des geschlossenen Betriebskreislaufs und seine Auswirkungen



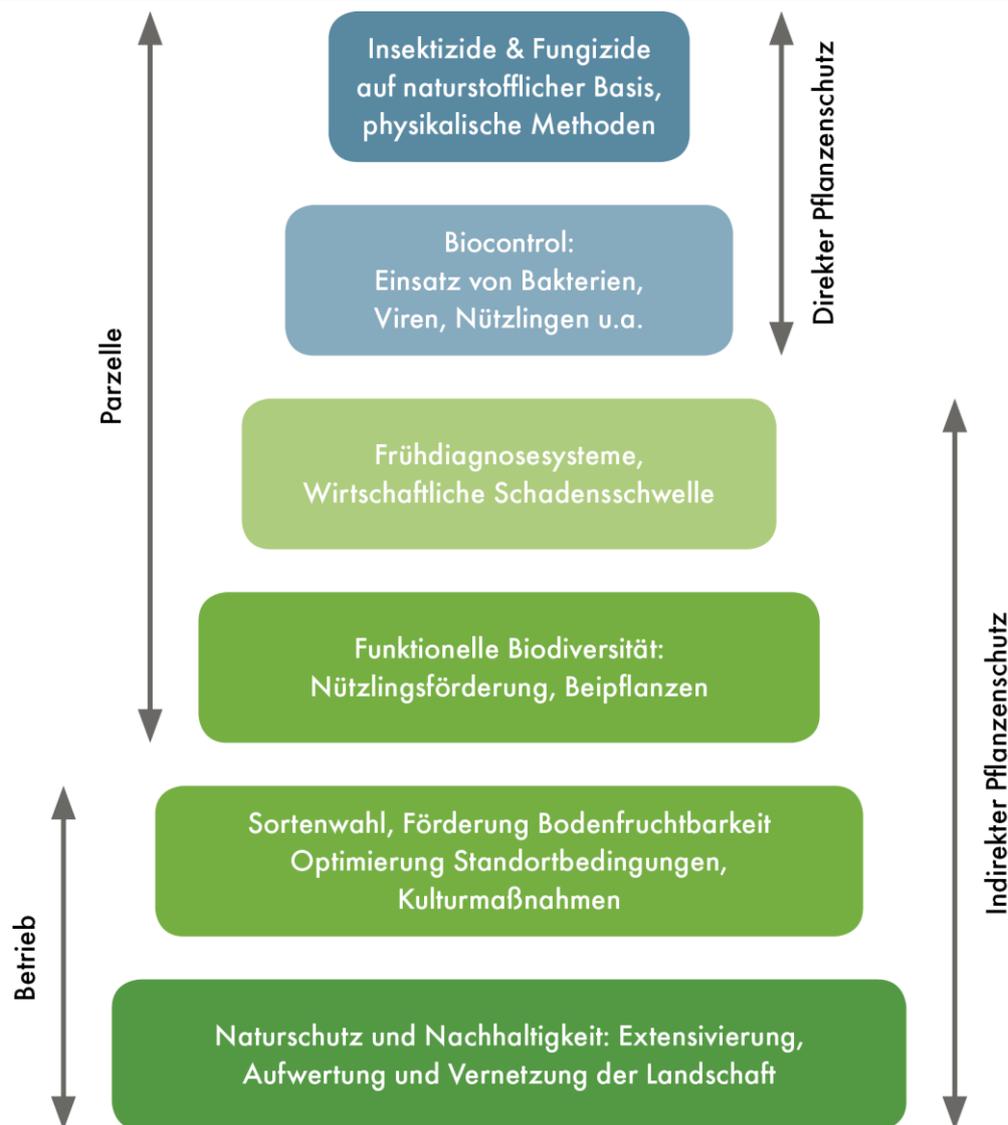
Quelle: FiBL

Eine zentrale Rolle spielen der Schutz und die Wahrung der Bodenfruchtbarkeit, welche nicht nur mit Ertrag und Produktivität verbunden wird, sondern auch mit einem vitalen Bodenleben. Ein gesunder Boden mit einer hohen mikrobiellen Diversität ist notwendig, um die in organischen Düngern gebundenen Nährstoffe pflanzenverfügbar zu machen und ist daher eine unabdingbare Produktionsgrundlage.

In der ökologischen Tierhaltung sollen die Tiere mit betriebseigenen Futtermitteln ernährt werden; der Zukauf externer Futtermittel ist daher beschränkt. Als Resultat ist der Tierbestand an die Fläche gebunden. Das Tierwohl hat einen hohen Stellenwert: Die Tiergesundheit soll vor allem durch vorbeugende Maßnahmen gewährleistet werden, wie z.B. geeignete Haltungsbedingungen, tiergerechtes Futter (Weide, hoher Raufutteranteil) und entsprechende Rassenwahl. Phytotherapeutische oder homöopathische Tierarzneimittel werden gegenüber dem Einsatz von Antibiotika und anderen allopathischen Tierarzneimitteln bevorzugt (Grams 2019).

Der Grundgedanke des ökologischen Pflanzenschutzes ist die Konzentration auf präventive Pflanzenschutzmaßnahmen (Abbildung 6). Grundlegend ist der Erhalt der Landschaftsfunktionen durch Extensivierung, Aufwertung und Vernetzung. An nächster Stelle steht die Gesunderhaltung des Systems durch Bodenschutz, bewusste Sortenwahl und Optimierung der Standortbedingungen (Pflanzzeitpunkt, Pflanzendichte etc.) sowie Kulturmaßnahmen wie vielseitige Fruchtfolgen und Nutzung der funktionellen Biodiversität. Als letztes Mittel werden Insektizide und Fungizide auf naturstofflicher Basis (lebende Organismen, sog. Biocontrol und Pflanzenextrakte, sog. Botanicals) und physikalische Methoden angewandt. Mineralische Stoffe wie gemahlene Erden und Tonminerale sowie aus den Anfängen des Biolandbaus stammende einfache Chemikalien wie Schwefel, Kupfer und Kaliumbicarbonat werden in Sonderkulturen angewandt. Das Gleiche gilt für den Einsatz von Paraffinöl (siehe FiBL 2019). Herbizide werden nicht eingesetzt. Stattdessen erfolgt die Beikrautkontrolle durch Striegel-, Hack- und Bürstensysteme, thermische Maßnahmen und den Pflug.

Abbildung 6: Die Pflanzenschutzpyramide als Grundlage des ökologischen Pflanzenschutzes



Quelle: FiBL

In der biologischen Züchtung sind die zentralen Ziele die Achtung der Würde lebender Organismen, die Wahrung der Integrität der Zelle, die Erhaltung der Fortpflanzungsfähigkeit der Organismen und der Respekt gegenüber den Grenzen der Kreuzungszüchtung. Aus diesem Grund sind gentechnische Züchtungsmethoden im ökologischen Landbau verboten. Diesem Prinzip widerspricht auch der Anbau von Sorten, welche mit mutagenen Züchtungsverfahren erzeugt und wo der Kreuzbarkeits-Pool erhöht wurden (Hybridisierung, cytoplasmatische männliche Sterilität [CMS], Embryokulturen, Chromosomenverdoppelung). Die ökologische Tierzucht ist auf Zweinutzungsrasen ausgerichtet, welche optimal an die Bedürfnisse der ökologischen Landwirtschaft angepasst sind.

Rechtliche Regelungen auf Europäischer Ebene

Neben den allgemeinen Landwirtschaftsgesetzen gelten für den Ökolandbau zusätzliche Regelungen. Basierend auf den Grundsätzen der ökologischen Landwirtschaft wurde mit der EU-Öko-Verordnung ein verbindlicher rechtlicher Rahmen für die ökologische Produktion geschaffen (Verordnung (EWG) Nr. 2092/91, Verordnung (EG) Nr. 834/2007, ab 1. Januar 2021: VO (EU) 2018/848). Die EU-Öko-Verordnung wurde von allen Mitgliedsstaaten unmittelbar in

nationale Gesetze umgesetzt. Die EU-Öko-Verordnung schließt (1) lebende oder unverarbeitete landwirtschaftliche Erzeugnisse, (2) verarbeitete landwirtschaftliche Erzeugnisse, die zur Verwendung als Lebensmittel bestimmt sind, (3) Futtermittel und (4) vegetatives Vermehrungsmaterial und Saatgut für den Anbau ein. Textilien und Kosmetikprodukte sind damit außerhalb des Geltungsbereichs der EU-Öko-Verordnung, es existieren für diese Produktgruppen jedoch private Standards. Die Standardisierung und Verankerung in rechtlichen Regelungen ist ein Alleinstellungsmerkmal der ökologischen Landwirtschaft unter den agrarökologischen Anbausystemen und ein wesentlicher Faktor für ihren Erfolg (Niggli 2015a).

Verbandsrichtlinien

Die Hälfte (50,4 %) der ökologisch wirtschaftenden Landwirte und Landwirtinnen in Deutschland ist Mitglied in einem Anbauverband (Tabelle 1). Die Verbände wirtschaften jeweils nach eigenen Richtlinien, basierend auf den eigenen Weltanschauungen und Werten.

Tabelle 1: Die ökologischen Anbauverbände in Deutschland

Verband	Betr. 2017	Betr. 2018	Δ (%)	LF (ha) 2018	Geographischer Anwendungsbereich	Gründung
 Bioland	7 305	7 744	6,0	418 381	Deutschland und Südtirol	1971
	Der mitgliedsstärkste Verband in Deutschland ist durch einen starken Bezug zur organisch-biologischen Landwirtschaft nach Hans Müller gekennzeichnet. Unter den Mitgliedern sind auch viele Verarbeiter und Verarbeiterinnen (bes. Bäcker und Bäckerinnen).					
 Naturland	3 448	3 721	7,9	206 981	Weltweit	1982
	Die Richtlinien des Verbandes decken auch die Bereiche ökologische Waldnutzung, Textil- und Kosmetika-Herstellung, Zuchtfische und soziale Verantwortung ab. Der Verband ist im fairen Handel engagiert, international werden über 440 000 ha von 65 000 Landwirten und Landwirtinnen bewirtschaftet.					
 Demeter	1 529	1 599	4,6	84 995	Weltweit	1924
	Die Landwirte und Landwirtinnen im Demeter Verband wirtschaften nach der biologisch-dynamischen Methode. Wesentlich sind die Weltanschauung der Anthroposophie, das Konzept der Betriebsindividualität, die Auffassung von Boden und Pflanze als Einheit und die Verwendung spezieller Präparate.					
 Biokreis	1 222	1 285	5,2	64 098	Deutschland	1979
	Der Verband entstand als regionale Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaft in Ostbayern, ist aber mittlerweile in weiteren Bundesländern tätig. Im Zentrum stehen das regionale Wirtschaften und eine basisdemokratische Organisationsform.					
 Biopark	525	509	-16	107 050	Deutschland	1991
	Der in Mecklenburg-Vorpommern gegründete Verband betreibt eine enge Zusammenarbeit mit Naturschutzverbänden. Die angeschlossenen Betriebe bewirtschaften beliefern hauptsächlich den Lebensmitteleinzelhandel.					
 Gää	392	385	-7	34 120	Deutschland	1989
	Der in Sachsen gegründete Verband hat seinen Schwerpunkt weiterhin in den neuen Bundesländern. Ein Fokus liegt auf der Stärkung regionaler Strukturen und der Förderung der regionalen Verarbeitung.					

Verband	Betr. 2017	Betr. 2018	Δ (%)	LF (ha) 2018	Geographischer Anwendungsbereich	Gründung
Ecovin 	233	241	8	2 467	Deutschland	1985
Der größte Teil der deutschen Bio-Winzer und Bio-Winzerinnen ist Mitglied in diesem Verband. Die Richtlinien umfassen im Gegensatz zur EU-Öko-Verordnung auch Vorgaben zur Kelterei.						
Verb. Ökohöfe	134	134	0	18 114	Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen	2007
Ecoland 	42	51	9	2 474	Baden-Württemberg	1997
Praxisbezug und Dialog mit Verbrauchern und Verbraucherinnen stehen im Vordergrund sowie die Offenheit gegenüber wissenschaftlichen Erkenntnissen.						

Legende: Mtgl. = Mitglieder, LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche (Hektar), Δ = Veränderung

Quellen: BÖLW (2019); Bioland (2019); Naturland (2019); Demeter (2019); Biokreis (2019), Biopark (2019); Gäa (2019); Ecovin (2019); Verbund Ökohöfe (2019); Ecoland (2019)

Die Richtlinien der meisten ökologischen Anbauverbände gehen in ihren Anforderungen an Produktion und Verarbeitung in vielen Punkten über die Vorschriften der EU-Öko-Verordnung hinaus (BLE 2003; Umweltinstitut München e. V. 2014). Während beispielsweise laut EU-Öko-Verordnung eine Teilumstellung von Produktionseinheiten dauerhaft möglich ist (vorausgesetzt, dass die Produktionseinheiten klar voneinander getrennt sind), gilt bei den Verbänden das Prinzip der Bewirtschaftungseinheit/Gesamtbetrieblichkeit: Der ganze Betrieb muss ökologisch geführt werden. Sowohl die zugelassenen Düngemittel als auch die Düngemenge im Betriebsdurchschnitt sind bei allen Verbänden stärker beschränkt. Ebenso ist der Zukauf externer Düngemittel beschränkt und die zulässige Menge an Pflanzenschutzmitteln ist geringer (z.B. max. 3-4 kg Kupfer/ ha* Jahr bei Naturland, Bioland und Demeter statt 6 kg/ha * Jahr laut EU-Öko-VO).

Auch in der Tierhaltung bestehen Unterschiede zwischen den Verbänden und der EU-Öko-VO. So ist der maximale Tierbesatz bei einigen Arten niedriger. Der Kuhtrainer („Erziehungshilfe“ durch Stromschläge) ist bei den meisten Anbauverbänden verboten, aber laut EU-Öko-VO nicht geregelt. Der Anbauverband Demeter verbietet die Enthornung von Rindern und Schafen und generell das Kupieren von Körperteilen. Die maximale Dauer von Tiertransporten ist reduziert. Während in der ökologischen wie in der konventionellen Schweinehaltung weiterhin männliche Ferkel ohne Betäubung kastriert werden dürfen (DBV 2018), ist für Bioland-Betriebe eine Betäubung seit 2011 verpflichtend. Bioland verbietet weiter das Einziehen von Nasenringen und Nasenkrampen zur Verhinderung der Wühltätigkeit bei Schweinen (BLE 2003). Die Anbauverbände begrenzen ferner die Dauer der Fixierung von Sauen zum Abferkeln auf maximal 14 Tage, verbieten die Haltung von Ferkeln in Flatdecks oder Ferkelkäfigen sowie die Schweinehaltung auf Vollspaltenböden. Zudem schreiben sie bei entsprechenden Bestandsgrößen die Gruppenhaltung vor (BLE 2003). In der Tiermedizin sind einige Wirkstoffe und Arzneimittel, die laut EU-Öko-VO zulässig sind, durch eine Negativliste verboten.

2.4 Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft

2.4.1 Generelle Unterschiede

Die ökologische und konventionelle Landwirtschaft unterscheiden sich u.a. in ihrer Gewichtung der Nachhaltigkeitsziele und -strategien. Konventionelle landwirtschaftliche Betriebe zielen häufig darauf ab, Nachhaltigkeit durch Effizienzsteigerungen der eingesetzten Betriebsmittel (extern wie auch betriebseigene) zu erreichen. Dabei wird unter Umständen nur wenig differenziert, wie und mit welchen Ressourceneinsatz diese Hilfsstoffe produziert wurden und was deren Wirkung im Naturkreislauf ist. Einseitig auf Effizienz ausgerichtete Ansätze bergen zudem die Gefahr, dass verbesserte Umweltwirkungen durch erhöhten Verbrauch negiert werden (Rebound-Effekt). Die Nachhaltigkeitsziele der konventionellen Betriebe und Wertschöpfungsketten beinhalten oftmals das Konzept des *Land Sparings*: Dieses besagt, dass naturbelassene Flächen erhalten werden können, indem die landwirtschaftliche Produktion auf eine möglichst kleine und intensiv bewirtschaftete Nutzfläche konzentriert wird (Green *et al.* 2005). Der niedrige Anteil an natürlichen Strukturen im Agrarland sowie der geringe Anteil an naturbelassenen Flächen in Deutschland widersprechen der Wirksamkeit dieser Zielsetzung jedoch (Opitz und Heinrich 2001; Jeanneret *et al.* 2003; Rodríguez und Wiegand 2009; BfN 2017a).

Demgegenüber gewichten ökologische landwirtschaftliche Betriebe die Strategie der Konsistenz höher, wie sich an Zielen und Vorgaben zu Bodenfruchtbarkeit, geschlossenen Betriebskreisläufen, regionalen Wertschöpfungsketten und flächengebundener Tierhaltung zeigt. Grundlegend ist das Prinzip des *Land Sharings*: naturbelassene Flächen werden erhalten, indem Naturschutz innerhalb der zur Nahrungsmittelproduktion genutzten Flächen stattfindet, indem die Bewirtschaftungsintensität reduziert wird (Green *et al.* 2005). Dies ist dann besonders wertvoll, wenn etablierte Agrarökosysteme eine hohe biologische Vielfalt aufweisen, die so erhalten werden kann (Krebs *et al.* 1999). Aufgrund der generell niedrigeren Erträge ist die gleichzeitige und gleichwertige Berücksichtigung der Suffizienzstrategie jedoch eine wichtige Voraussetzung für die Nachhaltigkeit dieses Prinzips. Weltweite Modellierungen haben gezeigt: wird der Verbrauch von Kraftfutter und tierischen Produkten sowie die Nahrungsmittelverschwendung reduziert, kann eine insgesamt umweltfreundlichere Landwirtschaft betrieben werden (Schader *et al.* 2015; Müller *et al.* 2017).

Der Großteil der Landwirtschaftsbetriebe in Deutschland arbeitet konventionell (Tabelle 2), die Zahl und Fläche der ökologischen Betriebe nehmen jedoch stetig zu (UBA 2019a). Auch der Absatz von Biolebensmitteln steigt (im Jahr 2018 um 5,5 % auf 10,91 Milliarden Euro; BMEL 2019c). Betriebswirtschaftlich ist die ökologische Landwirtschaft durch geringere Erträge, geringere betriebliche Aufwendungen, höhere Subventionen und höhere Einkommen gekennzeichnet (BMEL 2019c). Ebenfalls ist die landwirtschaftlich genutzte Fläche der ökologischen Betriebe kleiner.

Tabelle 2: Wesentliche Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft in Deutschland

Kenngröße	Ökologische Landwirtschaft	Konventionelle Landwirtschaft
Generell		
Anzahl Betriebe (N (%))	29 400 (10,7) ¹	275 000 (89,3) ¹

Kenngröße	Ökologische Landwirtschaft	Konventionelle Landwirtschaft
LF insgesamt (ha)	1 521 314 ²	16 687 300 ^{1,3}
Durchschnittliche wirtschaftliche Betriebsdaten in Deutschland⁴		
LF (ha)	86,7	91,9
Arbeitskräfte (AK)	2,1	2,0
Standard-Output (1000 €)	163	280
Erträge (€/ha LF)	3 100	4 051
Aufwendungen (€/ha LF)	2 275	3 286
Direktzahlungen und Zuschüsse (€/ha LF)	655	382
Gewinn (€/Unternehmen)	66 649	64 419
Jahresbruttoeinkommen (Gewinn plus Personalaufwand) (€/AK)	40 641	39 107
Einkommensveränderung im Vergleich zum Vorjahr (%)	+ 2,8	+ 13,1
Züchtung		
Genetisch veränderter Organismus (GVO)	Verbot von GVO und aus GVO hergestellten Erzeugnissen als Lebensmittel, Futtermittel, Hilfsstoff, Betriebsmittel oder Organismus (Nutzung als Tierarzneimittel aus GVOs in Ausnahmefällen) ⁵	Anbau und Nutzung von GVO entsprechend europäischer und nationaler Zulassung. Futtermittel aus GVO entsprechend der Importzulassungen erlaubt, Tierarzneimittel aus GVO zulässig ⁶
Saatgut/Vermehrung	Nur ökologisch erzeugtes Saatgut und vegetatives Vermehrungsmaterial ⁵ . Ist kein biologisches Saatgut verfügbar, kann die nationale Behörde unter bestimmten Bedingungen die Verwendung von nicht-biologischem unbeiztem Saatgut bzw. Vermehrungsmaterial genehmigen.	EG-Saatgutrichtlinien regeln das Saatgutverkehrsgesetz (SaatG) ⁶
Fruchtfolge		
Fruchtfolge	Mehrjährige Fruchtfolge, inkl. Leguminosen und Gründüngungspflanzen ⁵	Keine detaillierten Vorschriften zur Fruchtfolge. Entscheidung anhand von Standort und Marktbedingungen
Düngung		

Kenngröße	Ökologische Landwirtschaft	Konventionelle Landwirtschaft
Düngemittel	Regelung nach Positivliste ⁵ , Verwendet werden: Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft, organische Substanzen	Regelung nach Düngegesetz (DüG) ⁷ und zugehörigen Verordnungen. Keine speziellen Einschränkungen
Mineralische Dünger	Verboten sind mineralische N- Dünger und leichtlösliche P- und K-Dünger ⁵	Zulässig
Pflanzenschutz		
Strategien	Systembezogen und präventiv gemäß Pflanzenschutzpyramide (Abb. 6). PSM bei akuter Gefahr resp. Befallssituation nach Positivliste, Aufwandsmengen teilweise eingeschränkt ⁵	Leitbild ist der integrierte Pflanzenschutz. In der Praxis hohe Aufwandsmengen an PSM ⁸
Chemisch-synthetische PSM	Verboten ⁵	Zulässig
Tierhaltung		
Grundsatz Viehbesatzdichte	Flächengebunden, muss möglichst standortangepasst sein, um negative Umweltwirkungen zu minimieren ⁵	Nicht flächengebunden
Viehbesatzdichte (VE/100 ha)	82,7 ⁴	145,3 ⁴
Auslauf/ Weidehaltung	Auslauf und Zugang zu Freigelände bei allen Nutztieren grundsätzlich vorgeschrieben ⁵ , i.d.R. Weidehaltung bei Rindern ¹	Rinder, Schweine und Geflügel i.d.R. ganzjährig im Stall, kein verpflichtender Auslauf ¹
Stall	Mind. 50 % des Stalles planbefestigt (keine Spalten/Gitter), Einstreu für Liegeflächen und Tageslicht obligatorisch ⁵	Rinder: überwiegend in Laufställen, teilweise Weidehaltung ¹ Mastrinder: überwiegend auf Vollspaltenböden Schweine: überwiegend auf Vollspaltenböden, Einstreu selten ¹ Legehennen meist in Bodenhaltung. Auch Freilandhaltung und Kleingruppen-Käfige ¹
Platzangebot (Bsp. Schweinehaltung)	Abferkelbuchten mind. 7,5 m ² groß, häufig Gruppensäugeverfahren; Flatdecks und Ferkelkäfige verboten ⁵ ; Maststall: 2,3 m ² / Schwein (inkl. Auslauf) ¹	Zuchtsauen bis max. 4 Wochen nach Besamung in Kastenständen, 4 Wochen in Abferkelbucht; Ferkel in Flatdecks; Maststall: 1 m ² / Schwein ¹ Milchkühe: 4,5 m ² / Tier

Kenngröße	Ökologische Landwirtschaft	Konventionelle Landwirtschaft
	Milchkühe: 9 m ² / Tier (inkl. Auslauf)	
Anbindehaltung/Isolation bei Rindern	Generell verboten, allerdings Ausnahmeregelungen für Kleinbetriebe (dann Sommerweidehaltung und Winterauslauf) ⁵	Erlaubt. Betrifft noch 25 % der Milchkühe ⁷
Lebensdauer bis zur Schlachtung bei Masthühnern	Mind. 56 Tage	28-32 Tage
Amputationen bei Rindern	Enthornung bei Kälbern unter sechs Wochen in Ausnahmefällen und mit Betäubung und Schmerzmitteln zulässig ⁵ Routinemäßiges kupieren von Schwänzen bei männlichen Kälbern	Betäubungslose Enthornung bei Kälbern unter sechs Wochen zulässig ¹³ Kupieren von Schwänzen bei männlichen Kälbern unter drei Monaten zulässig ¹³
Amputationen bei Schweinen	Systematisches Kupieren der Schwänze bei Ferkeln generell verboten ⁵ Systematisches Abkneifen der Zähne generell verboten ⁵ Betäubungslose Kastration von Ferkeln zulässig mit Schmerzmitteln (bis voraussichtlich 2021) ⁵	Betäubungsloses Kupieren der Schwänze bei Ferkeln unter 4 Tagen zulässig, bei älteren Tieren mit Narkose oder Schmerzmitteln ¹³ Systematisches Abkneifen der Zähne zulässig ¹³ Betäubungslose Kastration von Ferkeln zulässig ¹³ (bis voraussichtlich 2021)
Amputationen bei Geflügel	Routinemäßiges Schnäbelstutzen generell verboten ⁵	Freiwilliger Verzicht auf routinemäßiges Schnäbelstutzen bei Masthähnchen, Legehennen und Enten, Schnäbelstutzen bei Puten in Abklärung ¹²
Futtermittel	Futtermittelausgangserzeugnisse und Zusatzstoffe reguliert nach Positivliste, hauptsächliche Erzeugung auf dem Betrieb, sonst auf ökologischen oder Umstellungsbetrieben in der Nähe, Raufutter für Wiederkäuer (inkl. Weidegang obligatorisch), Mindestanteil Raufutter 60 % ⁵	Hauptsächlich (97%) inländisch erzeugte Futtermittel (Grassilage, Silomais, Getreide) sowie Importfuttermittel (26 % des verdaulichen Eiweißes (62 % davon Sojabohnen) ¹⁰
Arzneimittleinsatz	Prophylaktischer Einsatz von allopathischen Arzneimitteln generell verboten, Beschränkung der therapeutischen Behandlungen auf max. 3 pro Jahr und Tier bzw. max. 1 pro Jahr und Tier (Tiere mit Lebensdauer < 1 Jahr), nur nach Verschreibung durch	Prophylaktischer Einsatz von Tierarzneimitteln (auch von Antibiotika) zulässig. Keine Beschränkung der Anzahl der therapeutischen Behandlungen ¹¹

Kenngröße	Ökologische Landwirtschaft	Konventionelle Landwirtschaft
	VeterinärIn, Verdoppelung der Sperrfristen ⁶	
Hormonelle Behandlungen zur Fortpflanzungskontrolle	Generell verboten ⁶	Zulässig

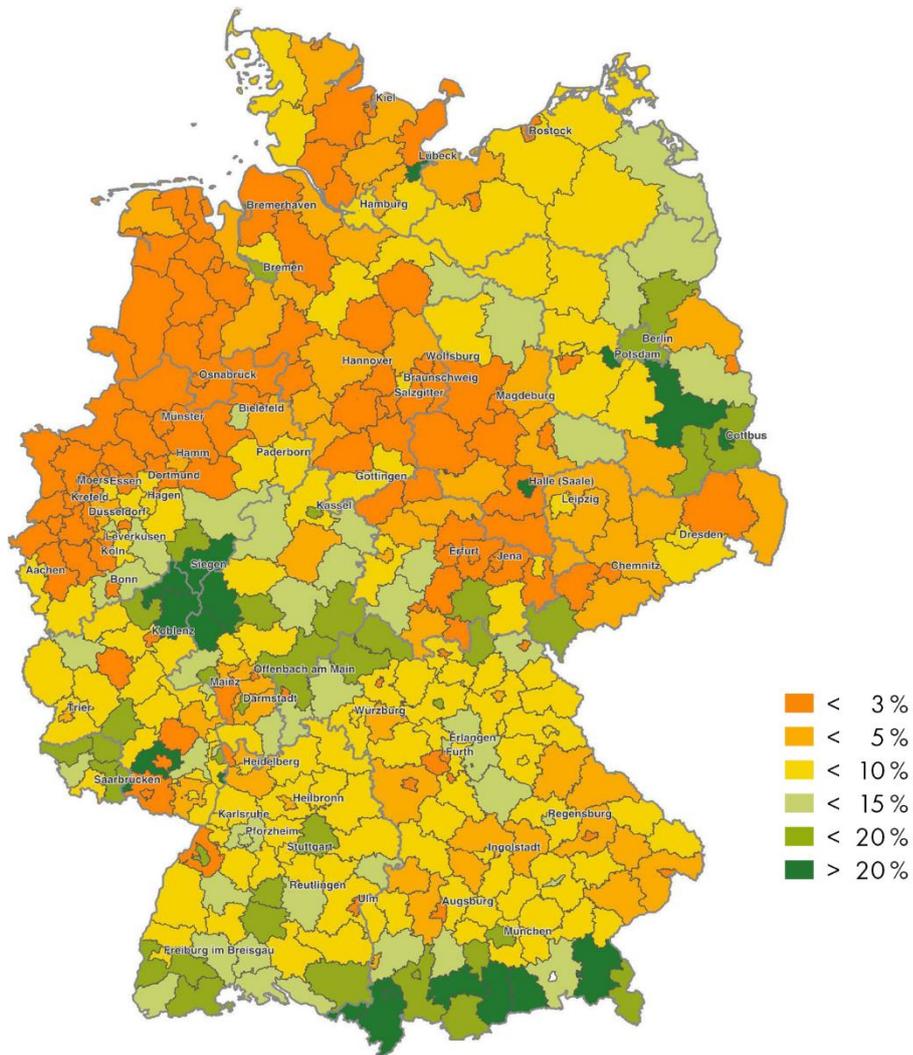
Legende: AK = Arbeitskräfte, GVO = gentechnisch veränderte Organismen, ha = Hektar, i.d.R. = in der Regel, LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche, N = Anzahl, PSM = Pflanzenschutzmittel, VE = Vieheinheiten.

Quellen: 1: BMEL (2018), 2: BLE (2018), 3: Statistisches Bundesamt (2019), 4: BMEL (2019c): Die Angaben basieren auf den Daten der Agrarstrukturerhebung 2017/2018, angegeben sind Betriebsdurchschnittswerte von Testbetrieben. Diese sind nicht für die *gesamte* Landwirtschaft repräsentativ, 5: Verordnung (EG) 834/2007, 6: BMEL (2019d), 7: Düngegesetz (DüG), 8: JKI (2017), 9: Verordnung (EG)889/2008, 10: BMEL (2019e), 11: BMEL (2019a), 12: ZDG (2015), 13: Tierschutzgesetz (TierSchG), 14: BLÖW (2019), 15: WBA (2015). *Neue Daten 2018: Anzahl Betriebe: 31 122, LF (Mio. ha): 1,483 (BÖLW 2019)

2.4.2 Standortgegebenheiten

Die ökologische und konventionelle Landwirtschaft unterscheiden sich in Deutschland ebenfalls hinsichtlich der Standortgegebenheiten voneinander. Tendenziell findet ökologische Landwirtschaft in Regionen mit niedrigerem Ertragspotential und auf marginaleren Flächen statt. Eine Studie aus Bayern zeigte, dass ökologisch bewirtschaftete Äcker steilere Hänge, höhere Niederschläge und flachgründigere Böden aufwiesen als konventionelle Betriebe (Auerswald *et al.* 2003). Dementsprechend finden sich deutschlandweit hohe Anteile ökologischer Landwirtschaft im Voralpen- und Alpenraum in Südbayern, im östlichen Brandenburg (besonders Landkreis Dahme-Spreewald) und in den Mittelgebirgen (besonders Landkreis Siegen; KÖN 2018). Abbildung 7 zeigt die Verteilung der ökologisch bewirtschafteten Betriebe in Deutschland. In diesem Zusammenhang ist jedoch zu erwähnen, dass sich in der Praxis ökologische und konventionelle Betriebe in Regionen mit ähnlichen standörtlichen, klimatischen und sozioökonomischen Bedingungen oftmals sehr ähnlich sind.

Abbildung 7: Anteil der Ökofläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland



Quelle: KÖN (2018), basierend auf Daten der statistischen Landesämter (2016)

3 Vergleich zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich ihrer direkten und indirekten Umweltwirkungen

3.1 Ausgangslage und Literatur

Mittlerweile existiert eine umfassende Fülle von Literatur zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Anbausysteme. Während einige Umweltparameter verhältnismäßig gut untersucht sind, wie z.B. die Biodiversität, die Bodenfruchtbarkeit im Ackerbau oder landwirtschaftliche Nähr- und Schadstoffemissionen in Gewässer, bestehen in anderen Bereichen nach wie vor große Forschungsbedarfe. Dazu gehören u.a. ertragsbezogene Untersuchungen von Klimawirkungen, Untersuchungen zu Verhalten und emotionalem Wohlergehen der Nutztiere anhand von tierbezogenen Indikatoren oder zur Bodenfruchtbarkeit in Grünland und Sonderkulturen. Sanders und Heß (2019) haben mit dem Thünen Report 65 eine umfassende aktuelle Synopse und Analyse der vorhandenen Literatur herausgebracht. Der Report untersucht aus insgesamt 528 wissenschaftlichen Studien 2 816 Vergleiche zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft. Es wurden ausschließlich neuere Studien (1990-2018) und Studien aus den gemäßigten Breiten berücksichtigt. Die Ergebnisse sind also auf die heutige Situation in Deutschland anwendbar. Ein Fokus des Reports liegt auf der differenzierten Abwägung für jeden Umweltparameter, in welchem Kontext welche Bezugsgröße angemessen ist. Dies ist bei Systemvergleichen grundlegend, da die Wahl der Bezugsgröße das Ergebnis des Vergleichs entscheidend beeinflusst (Mondelaers *et al.* 2009; Tuomisto *et al.* 2012; Meemken und Qaim 2018). Weiterhin grundlegend ist die Auswahl und Priorisierung der Umweltparameter, da *Trade-offs* zwischen einzelnen Nachhaltigkeitszielen bestehen können und sich meist nicht alle Ziele gleichzeitig erfüllen lassen. Die Auswahl der Parameter sollte sich danach ausrichten, worauf die Landwirtschaft einen entscheidenden Einfluss hat und was die politischen und gesellschaftlichen Ziele und Werte sind.

Im Folgenden vergleichen wir die ökologische und die konventionelle Landwirtschaft hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen anhand der Arbeit von Sanders und Heß (2019) und weiterer Literatur. Dabei validieren bzw. revidieren wir die getätigte Wahl der Bezugsgrößen und versuchen ggf. vorhandene Lücken zu schließen. Als relevante Umweltparameter zur Beurteilung der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeit, welche wir in unsere Analyse einbezogen haben, sehen wir Bodenfruchtbarkeit und Klimaanpassung, Gewässerschutz, Klimaschutz, Biodiversität, Tierwohl, menschliche Gesundheit, und Ressourceneffizienz. Zudem diskutieren wir die Zusammenhänge zwischen Ertrag und Landnutzung, da die Ertragslücke der ökologischen Landwirtschaft im Zentrum der Landnutzungs- und Nachhaltigkeitsdebatte steht („*Land Sparing vs. Land Sharing*“).

3.2 Bodenfruchtbarkeit und Klimaanpassung

3.2.1 Hintergrund

Die Bodenfruchtbarkeit ist die grundlegende Fähigkeit eines Bodens zur Pflanzenproduktion (Klapp 1958). Sie ist damit eine wesentliche Voraussetzung für eine nachhaltige landwirtschaftliche Produktion. Der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit sichert die Funktion des Bodens als Lebensraum, Schadstofffilter, Puffer, Wasser- und Nährstoffspeicher (Karlen *et al.* 2001; Patzel *et al.* 2000; FiBL 2013). Zudem ist eine hohe Bodenfruchtbarkeit bzw. Bodenqualität und die damit einhergehende Strukturqualität eines Bodens die zentrale

Voraussetzung für die Anpassung an den Klimawandel (Levin *et al.* 2019) sowie den Erosions- und Hochwasserschutz. Dies ist von weiterer Bedeutung, da Klimamodelle für Deutschland längere Dürreperioden bzw. Trockenphasen und häufigeren Starkniederschlägen prognostizieren (Brasseur *et al.* 2017). Diese Kombination verstärkt vielerorts die Erosionsgefährdung des Bodens durch Niederschlag (Auerswald *et al.* 2018) und erfordert angemessene Gegenmaßnahmen. Ein wirksamer Erosionsschutz ist außerdem notwendig, um den erwarteten häufigeren Hochwasserereignissen zu begegnen (Willner *et al.* 2018), die häufig auf geringere Infiltrationsleistungen der von Starkniederschlägen betroffenen Böden zurückzuführen sind. Böden mit hohem Infiltrationspotential können den Wasserabfluss verringern und so die Hochwassergefahr reduzieren. Wird Erosion verhindert, sinken zudem die Hochwasserschäden, die durch erodiertes Bodenmaterial entstehen (Levin *et al.* 2019). Ein hohes Infiltrationspotential kann zudem der Anpassung an Trockenperioden dienen, da ein hoher saisonaler Wasserrückhalt das regionale Wasserregime stabilisieren kann (Levin *et al.* 2019).

Insgesamt ist die potentielle Fruchtbarkeit der Böden in Deutschland teilweise noch gegeben: auf ca. 60 % der Fläche besteht keine Einschränkung der Fruchtbarkeit (davon haben 25 % ein hohes Ertragspotential). Jedoch sind, zumeist aufgrund der natürlichen Gegebenheiten, 20 % der Landwirtschaftsflächen von Trockenheitsgefährdung betroffen, weitere 20 % sind durch andere Faktoren eingeschränkt (Müncheberger „*Soil Quality Rating*“; Pinggen 2015). Qualität und Verfügbarkeit der landwirtschaftlichen Böden in Deutschland nehmen, u.a. aufgrund der Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsfläche, des Grünlandumbruchs und der Zunahme des Mais- und Hackfruchtanbaus, ab (Heißenhuber *et al.* 2015). Der Erhalt und die Förderung der Bodenfruchtbarkeit bzw. -qualität sind daher wichtige öffentliche Leistungen der Landwirtschaft (Jung und Schmidtke 2019).

Für die Bodenfruchtbarkeit im Ackerbau sind verschiedene Faktoren maßgeblich, so zum Beispiel die Intensität der Bodenbearbeitung (Häufigkeit, Umfang und Tiefe des Pflügens, Mulchsaat, Direktsaat; Rasmussen 1999; Oquist *et al.* 2007; Munkholm *et al.* 2008). Durch intensive Bodenbearbeitung werden Mikrohabitate verändert und Nahrungsnetze gestört. Dies schädigt besonders langlebige Organismen wie Springschwänze, Milben und Regenwürmer (Jossi *et al.* 2011; Tsiafouli *et al.* 2015; Marwitz *et al.* 2014). Insbesondere Regenwürmer sind aber entscheidend für die Bodenfruchtbarkeit, da sie u.a. Humus bilden, Nährstoffe pflanzenverfügbar machen und das Bodengefüge verbessern (Syers und Springett 1984; Xiao *et al.* 2018; Abbildung 8). Eine schonende Bodenbearbeitung kann dadurch zu einer Verbesserung bodenphysikalischer und biologischer Bodenkennwerte führen (Chervet *et al.* 2006).

Abbildung 8: Bodenorganismen und Wurmlosung



links: Bodenorganismen: Wurzeln, Springschwanz, Nematoden und Milbe im Humus; rechts: Wurmlosung
Quelle: FiBL

Auch Pflanzenschutzmittel (PSM) können negativ auf Bodenlebewesen wirken: so können Herbizide mit dem Wirkstoff Glyphosat Größe, Aktivität und Vermehrung von Regenwürmern reduzieren (Gaupp-Berghausen *et al.* 2015; Zaller *et al.* 2014). Erhöhte Kupfergehalte können insbesondere auf mineralbodenbewohnende Regenwürmer negativ beeinflussen (Kühne *et al.* 2016). Ein weiterer zentraler Faktor ist die Düngung: Während hohe Mengen leicht abbaubarer organischer Substanz im Oberboden die Bodenfruchtbarkeit fördern, kann mineralische Düngung langfristig zu einer Versauerung des Bodens führen (Jung und Schmidtke 2019). Schließlich beeinflusst die Auflast und Bauweise der eingesetzten Maschinen sowie die Anzahl und Präzision der Fahrten die Verdichtung des Bodens (Beste 2005). Die durch Wasser hervorgerufene Bodenerosion wird durch verschiedene Bodeneigenschaften beeinflusst. Diese sind in der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung nach Schwertmann *et al.* (1990) enthalten und werden, abgesehen von der Regenerosivität, durch die Landnutzung mitbestimmt (Levin *et al.* 2019): (1) Infiltrationskapazität, (2) strukturelle Stabilität/Aggregatstabilität, (3) Gehalt an organischer Substanz, (4) Hangneigung und Hanglänge sowie (5) Bearbeitung und Bedeckung/Fruchtfolge.

Bewirtschaftungsmaßnahmen, welche sich positiv auf den Erosionsschutz auswirken, sind u.a. eine hohe Zufuhr von organischer Substanz, Mulchbedeckung (mit 30 % Mulchbedeckung lässt sich der Abtrag um ca. 60 % vermindern), eine Reduktion der Hanglänge (z.B. durch quer zum Hang stehende Hecken), ständige Bodenbedeckung (Wahl der Kulturarten), breite Grünstreifen entlang der Gewässer, diverse Fruchtfolgen mit Klee-Grasmischungen und Luzerne-Grasmischungen sowie Streifenbau und Terrassen (Levin *et al.* 2019). Die meisten dieser und weiterer bodenfruchtbarkeitsfördernden und erosionsmindernden Maßnahmen sind in der ökologischen Landwirtschaft besonders ausgeprägt, was insgesamt eine hohe Bodenfruchtbarkeit erwarten lässt (Stolze *et al.* 2000). Dies führt insbesondere zu einem höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff und einer niedrigeren Trockenraumdichte im Oberboden als Resultat von hoher organischer Substanz, einer erhöhten Aggregatstabilität und einer höheren Infiltration (Levin *et al.* 2019). Andererseits können Maßnahmen, wie tiefes und dauerhaftes Pflügen oder häufige Überfahrten negativ auf die Bodenfruchtbarkeit wirken und positive Wirkungen auch aufheben (Schjønning *et al.* 2002; Crittenden *et al.* 2015; Stolze *et al.* 2000).

Im Grünland führen der dauernde Bewuchs (ständiger Anfall an organischer Substanz durch absterbende Wurzeln (jährliche Neubildung), Wurzelausscheidungen und absterbende Blätter) und das Ausbleiben der Bodenbearbeitung zu hohen Humusgehalten von durchschnittlich 10 % im Vergleich zu Humusgehalten im Ackerland von durchschnittlich 3 % (Starz 2016; Parfitt *et al.* 2005). Das Bodenleben im Grünland wird durch die Art und Weise der Düngung und Nutzung beeinflusst und unterscheidet sich deshalb möglicherweise zwischen ökologischen und konventionellen Wiesen und Weiden (Higgins *et al.* 2019; Egan *et al.* 2015; Jackson *et al.* 2019; Parfitt *et al.* 2005). Aufgrund der ökologischen Produktionsvorschriften unterscheidet sich auch die Bodenfruchtbarkeit in den Sonderkulturen, so wird z.B. in ökologischen Weinbergen das Bodenleben gezielt durch ein Begrünungsmanagement gefördert (BLE 2019a).

3.2.2 Relevanz der Variablen Bodenfruchtbarkeit und Klimaanpassung für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Insgesamt entscheidet die Nutzung eines Bodens über dessen Qualität und die landwirtschaftlich nutzbare Fruchtbarkeit. Aufgrund des großen Anteils der landwirtschaftlichen Fläche an der Gesamtfläche Deutschlands (Tabelle 3) spielt die Bodenqualität auch eine zentrale Rolle für die Ernährungssicherheit im Zuge der Anpassung an den Klimawandel. Die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung kann entweder zu Erosion, Auswaschung, Kontamination, Verdichtung und Versiegelung beitragen, oder aber die Qualität des Bodens langfristig erhalten.

Tabelle 3: Landnutzung in Deutschland

Landnutzungsform	Flächenanteil
Landwirtschaftliche Flächen	51,1 %
Ackerflächen (Hauptkulturen: Weizen, Silomais, Gerste, Winterraps...)	32,9 %
Grünland (Wiesen und Weiden)	13,2 %
Dauerkulturen (Wein, Obst und Beeren)	0,6 %
Sonstige landwirtschaftliche Flächen	4,4 %
Wälder und naturnahe Flächen	30,6 %
Bebaute Flächen (Siedlungs- und Verkehrsfläche)	13,7 %
Wasserflächen	2,4%
Sonstige Flächen (inkl. Moore und Heiden)	1,7 %

Der Flächenanteil gibt den Anteil der jeweiligen Landnutzungsform an der Gesamtfläche Deutschlands (357 580 km²) an.
 Quellen: UBA 2018b; Statistisches Bundesamt 2019

Die anderen Landnutzungsformen haben im Vergleich zur Landwirtschaft eine geringe Relevanz für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit (wobei die Anpassung an den Klimawandel in diesen Landnutzungsformen auf grundsätzlich anderen Wegen erfolgt als in der Landwirtschaft). Die Forstwirtschaft beeinflusst die Böden auf ca. 30 % der Fläche durch die Wahl der Gehölze (ggf. Bodenversauerung) und durch die Holzernte (ggf. Verdichtung). Siedlungen und Verkehr beeinflussen die Bodenfruchtbarkeit durch Flächenversiegelung und Verdichtung, Industrie und Bergbau haben hauptsächlich Bedeutung als mögliche Kontaminationsquellen. Daraus folgt, dass die Landwirtschaft die zentrale Landnutzung für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit ist und dass

die Bodenfruchtbarkeit damit eine zentrale Variable zur Beurteilung der Nachhaltigkeit von Anbausystemen ist.

Zur Beurteilung der Wirkung von Anbausystemen auf die Bodenfruchtbarkeit ist die relevante Bezugsgröße die Fläche. In den meisten Indikatoren, die zur Messung der Bodenfruchtbarkeit herangezogen werden können, ist ein direkter Bezug zur Bodensubstanz oder Fläche bereits gegeben (z. B. organischer Bodenkohlenstoffgehalt (soil organic carbon, SOC), Regenwurmbiomasse, Eindringwiderstand). Zur Beurteilung des Potentials zur Klimaanpassung durch Erosionsvermeidung, Trockenheitsausgleich und Hochwasserschutz ist ebenfalls ein inhärenter Flächenbezug gegeben, da diese Prozesse und Funktionen ertragsunabhängig sind.

Ein Ertragsbezug wird sinnvoll, wenn der Indikator nicht mehr als Maß der Bodenfruchtbarkeit angesehen wird, sondern als Produktionsfaktor. In ihrer Analyse treffen Jung und Schmidtke (2019) explizit und ausschließlich für den Indikator „Phosphor-Menge im Oberboden“ eine solche Annahme. Diese Ansicht lässt sich jedoch auf alle Maßzahlen der Bodenfruchtbarkeit anwenden. Bei einer solchen Betrachtung wird die Bodenfruchtbarkeit implizit als das Vermögen des Bodens aufgefasst, mit einer gewissen Menge des Produktionsfaktors (z.B. Stickstoff-Menge oder Phosphor-Menge im Oberboden) einen gewissen Ertrag zu erbringen. In diesem Fall lässt sich die Bodenfruchtbarkeit als Ertragsmenge pro Einheit des Produktionsfaktors angeben und auch zwischen Systemen vergleichen. Für eine solche implizite Berechnung der Bodenfruchtbarkeit muss jedoch auch die in das System eingebrachte Menge des Produktionsfaktors bzw. der Energie oder auch Kostenaufwand festgestellt werden, der erbracht wurde, um den bestehenden Wert des Produktionsfaktors zu erreichen. Diese implizite Bodenfruchtbarkeit kann dann als Bodenfruchtbarkeitsfaktor aufgefasst werden (vgl. mit Skinner *et al.* 2014). Die Berechnung hat folgende Form:

$$\text{Bodenfruchtbarkeit} = \frac{\text{Ertrag}}{\text{Menge Produktionsfaktor} + \text{Hinzugefügte Menge Produktionsfaktor}}$$

Ein Ertragsbezug macht auch dann Sinn, wenn die Wirkung der einheimischen Landwirtschaft auf die weltweite Bodenfruchtbarkeit untersucht werden soll. Die zugrundeliegende Annahme lautet, dass eine niedrige inländische Produktivität durch zusätzliche Anbauflächen im Ausland kompensiert werden müssen. Da jedoch zahlreiche weitere Faktoren auf die internationale Landnutzung einwirken (u.a. Profitmaximierung, Nachfrage, Verluste entlang der Wertschöpfungskette, Handelsabkommen) ist die Analyse des Zusammenhangs von Produktivität im Inland und Flächenverbrauch im Ausland komplex; der internationale Flächenverbrauch lässt sich nicht allein aus dem Ertrag ableiten. Die indirekten globalen Landnutzungseffekte des inländischen Ökolandbaus werden in Kapitel 3.9 ausführlich diskutiert.

3.2.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Bodenfruchtbarkeit der landwirtschaftlich genutzten Flächen

In der Literaturanalyse von Jung und Schmidtke (2019) in Sanders und Heß (2019) zur Bodenfruchtbarkeit wurden ausschließlich Ackerbausysteme berücksichtigt (Freilandstudien aus den gemäßigten Klimazonen Europas und Nordamerikas). Dies mit der Begründung, dass sich das Grünland in seiner Ökologie und in der Art der Bewirtschaftung fundamental vom Ackerbau unterscheidet und sich daher nicht gemeinsam auswerten lässt und dass Sonderkulturen (Wein und Obst) keinen bedeutenden Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen (Jung und Schmidtke 2019). Dabei konzentrierten sich die Autoren auf Getreide (Weizen, Mais, Roggen, Gerste, Hafer), Leguminosen (Bohnen, Erbsen, Lupinen),

Ölfrüchte (Raps, Sonnenblumen) und Hackfrüchte (Kartoffeln, Zuckerrüben), was den flächenstärksten Kulturen in Deutschland entspricht (Statistisches Bundesamt 2019). Die untersuchten Indikatoren wurden anhand der Verfügbarkeit empirischer Daten aus einer Zusammenstellung quantitativer Kennziffern der Bodenfruchtbarkeit (Kundler 1989) ausgewählt: Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff (SOC), Abundanz und Biomasse der Regenwürmer, Bodenacidität (pH-Wert), Phosphorgehalt und Eindringwiderstand (Maß für Verdichtung). Hinsichtlich der Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Algen, Protozoen) erfolgte eine qualitative Auswertung der Literaturergebnisse. Die gewählten Indikatoren sind angemessen. Um eine vollständige Aussage zur Wirkung der Anbausysteme auf die Bodenfruchtbarkeit treffen zu können, ist jedoch auch eine Betrachtung des Grünlandes und der Sonderkulturen notwendig. Allerdings ist nur wenig relevante Literatur hierzu verfügbar (Jackson *et al.* 2019). Die Bodenfruchtbarkeit im Grünland unterscheidet sich möglicherweise zwischen den Anbausystemen aufgrund der Unterschiede in der Düngung. Da ökologische Weiden nicht mit mineralischem Stickstoff gedüngt werden, ist die Stickstoffversorgung konstanter und die Stickstoff-Verluste unter Umständen geringer (Jackson *et al.* 2019).

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zur Bodenfruchtbarkeit im Ackerbau (insgesamt 56 repräsentative Studien mit 307 Vergleichspaaren) durch Jung und Schmidtke (2019) zeigt Vorteile des ökologischen Landbaus: Unter ökologischer Bewirtschaftung war die Abundanz (Median: 192 Individuen/ m²) und Biomasse (Median: 71 g Frischmasse/m²) von Regenwurmpopulationen um 78 % bzw. 94 % höher als in der konventionellen Landwirtschaft (N = 23 Studien). Als Schlüsselfaktoren nehmen die Autoren die organische Düngung, höhere SOC-Gehalte, diversere Fruchtfolgen, längere Bodenbedeckung und den reduzierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln an. Die in zwei Studien in der ökologischen Landwirtschaft angewendete reduzierte Bodenbewirtschaftung wird in diesen Fällen zusätzlich eine Rolle gespielt haben.

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zur Bodenacidität ergab einen um 0,2 pH-Einheiten bzw. 2,75 % erhöhten pH-Wert des Oberbodens bei ökologischer Bewirtschaftung (Median 6,6) im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung (Median 6,2; N = 30 Studien mit 71 Vergleichspaaren). 62 % der Vergleichspaare zeigten dabei höhere Werte in der ökologischen Landwirtschaft. Die vier gefundenen relevanten Feldstudien zum Eindringwiderstand ergaben eine geringere Bodenverdichtung im ökologischen Ackerbau (Median -22 %), wobei hohe Auflasten und Fahrtenzahlen in keinem Anbausystem dauerhaft abgepuffert werden konnten. Der Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff war in der ökologischen Landwirtschaft gegenüber der konventionellen um durchschnittlich 10 % (Ergebnis deskriptive Analyse) bzw. 14 % (Ergebnis Meta-Analyse) erhöht (siehe Kapitel 3.4). Bezüglich des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphor wurde kein Unterschied zwischen den Anbausystemen gefunden. Dies lag einerseits daran, dass unterschiedliche Analysemethoden und Unterschiede im Düngungsmanagement die Dateninterpretation erschwerten. Andererseits ist die Phosphorversorgung in der ökologischen Landwirtschaft nicht optimal, da die zugelassenen mineralischen Phosphordünger eine geringe Pflanzenverfügbarkeit aufweisen (Jung und Schmidtke 2019). Entsprechend werden sowohl in landwirtschaftlichen Betrieben als auch im FiBL-Dauerversuch DOK auch leicht negative Phosphor-Bilanzen festgestellt (Schuster *et al.* 2015; Ohm *et al.* 2017; Jarosch *et al.* 2017). Die Betrachtung der Literatur zur mikrobiellen Aktivität zeigt entweder bessere Werte im ökologischen Landbau oder keine Unterschiede. Keine der Untersuchungen fand eine erhöhte mikrobielle Aktivität in der konventionellen Landwirtschaft. Untersuchungen der Bodenmikrobiologie sind komplex und nicht immer eindeutig, auch da diese sowohl vom pH-Wert als auch von der Bodenart und von zahlreichen Managementmaßnahmen beeinflusst wird (Hartmann *et al.* 2015; van Diepeningen *et al.* 2006).

Die Literaturanalyse von Levin *et al.* (2019) zur Klimaanpassung berücksichtigte insgesamt 43 Studien von Acker- und Futterbaufruchtfolgen, Sonderkulturen (Gemüse, Obst, Wein), Studien zum Anbau unter Glas sowie Modellrechnungen. Die Analyse konzentrierte sich auf Flächen- und Rillenerosion durch abfließendes Wasser. Rinnen-, Graben- und Winderosion wurden nicht ausgewertet, da hierzu keine aussagekräftigen Vergleichsstudien gefunden werden konnten. Ebenfalls nicht berücksichtigt wurde die Erosion durch Bearbeitung und Ernte, dies unter der Annahme, dass sich weder die Bearbeitungsintensivität noch die Bodenqualität systematisch zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft unterscheidet (van Oost *et al.* 2006; Ruyschaert *et al.* 2007; Levin *et al.* 2019). Analysiert wurden die Indikatoren C-Faktor (Erosionswirksamkeit der Bodenbedeckung und -bearbeitung im Rahmen einer Fruchtfolge), Gehalt an organischer Substanz, Aggregatstabilität (Erosionswiderstand der Bodenaggregate), Trockenraumdichte (Verhältnis zwischen Bodenmasse und Bodenvolumen, wobei eine niedrige Dichte die Infiltration erhöhen kann), Infiltrationspotential, Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. Die Auswertung ergab in der ökologischen Landwirtschaft einen niedrigeren C-Faktor ($N = 3$ Studien, Median: - 19 %), einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff ($N = 22$ Studien mit 76 Vergleichspaaren, Median: + 26 %), eine höhere Aggregatstabilität ($N = 22$ Studien, Median: + 15 %), eine niedrigere Trockenraumdichte ($N = 13$ Studien mit 30 Vergleichspaaren, Median: - 4 %), eine höhere Infiltration ($N = 11$ Studien mit 28 Vergleichspaaren, Median: + 137 %), einen geringeren Oberflächenabfluss ($N = 9$ Studien mit 22 Vergleichspaaren, Median: - 22 %) und einen geringeren Bodenabtrag ($N = 16$ Studien mit 45 Vergleichspaaren, Median: - 26 %) im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung. Je nach Indikator lag eine verschiedengroße Variation zwischen den Ergebnissen vor, was die Bedeutung von Management und Standortfaktoren verdeutlicht (vgl. Hathaway-Jenkins *et al.* 2011).

Insgesamt lässt sich also in der ökologischen Landwirtschaft eine hohe Bodenfruchtbarkeit im Ackerbau feststellen, welche zum Erosions- und Hochwasserschutz beiträgt und über der Bodenfruchtbarkeit bzw. -qualität im konventionellen Anbau liegt (Gomiero *et al.* 2008; Schnug und Haneklaus 2002; Scialabba und Müller-Lindenlauf 2010; Seufert und Ramankutty 2017; Reganold und Wachter 2016). Dass die organische Bodensubstanz in der ökologischen Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen erhöht ist, zeigt sowohl der FiBL-Langzeitversuch DOK in der Schweiz (Siegrist *et al.* 1998; Mäder *et al.* 2002; Skinner *et al.* 2019) als auch ein Paarvergleich von je 30 ökologischen und konventionellen Höfen im südlichen England (Armstrong Brown *et al.* 2000). Global gesehen sind sowohl der Anteil an organischer Substanz im Boden (Gattinger *et al.* 2012; Tuomisto *et al.* 2012) als auch die mikrobielle Aktivität im ökologischen Landbau erhöht. Lori *et al.* (2017) ermittelte in einer globalen Metanalyse, dass in ökologisch bewirtschafteten Böden im Schnitt 59 % mehr Biomasse aus Mikroorganismen vorhanden ist, die zudem bis zu 84 % aktiver sind als unter konventioneller Bewirtschaftung. Unter trockenen und warmen Standortbedingungen waren die Unterschiede zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung größer.

Weniger Evidenz besteht zum Einfluss der Anbausysteme auf die Bodenfruchtbarkeit im Grünland. Der bis heute stringenteste experimentelle Vergleich der Bodenfruchtbarkeit zwischen ökologischem und konventionellem Grünland wurde von Parfitt *et al.* (2005) auf Dauerweiden im neuseeländischen Hügelland durchgeführt. Die Autoren stellen in dieser Studie eine hohe Variation der Bodenfruchtbarkeit zwischen den Betrieben fest, hauptsächlich aufgrund variabler Phosphatgehalte. Keiner der untersuchten Indikatoren (mikrobielle Biomasse, mikrobielle C:N- und N:P-Verhältnisse, Regenwurmzahlen, Nematodenzahlen) unterschied sich zwischen ökologischen und konventionellen Weiden. Eine neuere Studie fand hingegen eine höhere Regenwurmabundanz in ökologischen Schafweiden, was auf die geringere Besatzdichte und folglich geringere Bodenverdichtung zurückgeführt wurde (Egan *et al.* 2015).

Jackson *et al.* (2019) untersuchten in ihrem Review die vorhandene Literatur zu Pflanzen-Boden-Interaktionen in ökologischen und konventionellen Weiden. Während sie Hinweise fanden, dass Bodenbiota im Grünland von ökologischer Bewirtschaftung profitieren, unterschieden sich die anderen untersuchten Indikatoren und Prozesse nicht generell. Stattdessen wurde die Bedeutung des betriebsindividuellen Managements deutlich. Ebenso bedeutsam sind Landschaftscharakteristika (Wickings *et al.* 2016). Vergleichbar zum Grünland gibt es Hinweise, dass das Bodenleben in Weinbergen von ökologischer Landwirtschaft profitiert (Reinecke *et al.* 2008; Radić *et al.* 2014).

3.3 Gewässerschutz

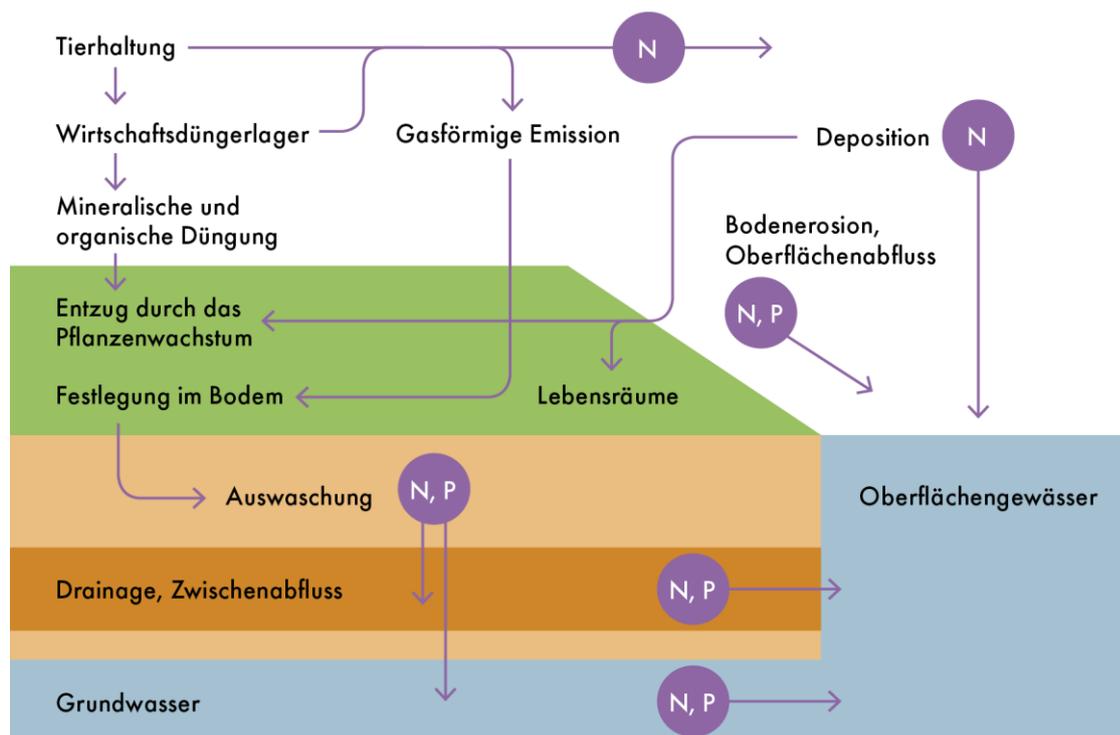
3.3.1 Hintergrund

Gewässer sind eine bedeutende natürliche Ressource und ein wichtiger Lebensraum für Flora und Fauna. Die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern hat direkten Einfluss auf die Biodiversität, das Tierwohl und die menschliche Gesundheit (UBA 2017a; vgl. Kapitel 3.5, 3.6, 3.7).

Global gesehen gilt die Landwirtschaft als eine der größten Verbraucherinnen der Ressource Wasser. In Europa zeichnet die Landwirtschaft als Sektor etwa für rund 29 % der Wasserentnahmen verantwortlich, weltweit sind es sogar 70 % (FAO 2011). Zudem hat die Landwirtschaft durch Stoffeinträge einen erheblichen Einfluss auf die Qualität und Stabilität von Grund- und Oberflächengewässern (Lerner und Harris 2009). In Deutschland ist sie der größte Einleiter von Nähr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer (Haas 2010). Dabei sind verschiedene Stoffgruppen relevant, wobei Stickstoff (N), Phosphor (P), Pflanzenschutzmittel (PSM) und Tierarzneimittel (TAM) aufgrund ihrer Bedeutung für die Landwirtschaft und dem von ihnen ausgehenden Gefährdungspotential hier hervorzuheben sind (Haas 2010; Kusche *et al.* 2019).

Stickstoff und Phosphor werden von allen Lebewesen benötigt und können ein limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum sein (Möller *et al.* 2018). Im Boden liegt Stickstoff überwiegend in organisch gebundener Form vor. Durch Nitrifikation entsteht Nitrat (NO₃-), eine mobile Stickstoffverbindung, welche durch Sickerwasser ins Grundwasser ausgewaschen wird. Phosphor gelangt vor allem durch Erosion und Ausschwemmungen in Grund- und Oberflächengewässer (Haas 2010; Kusche *et al.* 2019). Abbildung 9 stellt die Eintragswege von N und P in Gewässer schematisch dar. Erhöhte Nitrat- oder Phosphoreinträge haben negative Auswirkungen auf die Gewässer, die Umwelt und die menschliche Gesundheit. In der ökologischen Landwirtschaft existieren Positivlisten, die festlegen, welche Dünger zum Einsatz kommen dürfen.

Abbildung 9: N und P Eintragswege in Luft und Gewässer



Quelle: Graphik verändert nach BLE 2018b

Der übermäßige Einsatz von Stickstoff- und Phosphordüngemitteln in der Landwirtschaft bewirkt weltweit eine schwerwiegende Degradierung der Süßwasser- und Meeresökosysteme (Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015). In Deutschland ist der Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft der Hauptverursacher der Grundwasserbelastung durch Nitrat. Die Landwirtschaft ist heute für 75 % der Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer sowie etwa 50 % der Phosphoreinträge in Fließgewässer verantwortlich (WWF 2018; UBA 2017b). 17,4 % der deutschen Grundwassermessstellen gelten als deutlich bis stark belastet (Nitratkonzentration von 25 bis 50 mg/l). Bei weiteren 28 % der Messstellen wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von maximal 50 mg/l Nitrat überschritten, sodass das Grundwasser nicht ohne weiteres als Trinkwasser genutzt werden kann (UBA 2017b; BMUB und BMEL 2017). Bei ungefähr 70 % der Messstellen für Fließgewässer in Deutschland wird der Orientierungswert für Phosphor überschritten (UBA 2017b). Zu den Folgen gehören unter anderem die Eutrophierung von Oberflächengewässern und die Bildung von hypoxischen Zonen in Küstengewässern (Reganold und Wachter 2016). Wie Berichte des Bundesministeriums für Umwelt zeigen, ist der Zustand der deutschen Nord- und Ostsee alarmierend. So sind etwa 55 % der deutschen Nordseegewässer und fast 100 % der deutschen Ostseegewässer von Eutrophierung betroffen (BMUB 2018a; BMUB 2018b). Durch ein Ansteigen des Stickstoff- und Phosphorgehalts in Gewässern kommt es zu einem vermehrten Algenwachstum und einer Änderung der Zusammensetzung des Planktons (BMUB 2018a, Haas 2010). Durch die Algen kommt es in weiterer Konsequenz zu einem vermehrten Sauerstoffverbrauch und damit zu weiteren Phosphorfreisetzungen, welche wiederum den Eutrophierungsprozess weiter unterstützen (Schoumans 2015; Haas 2010). Derzeit ist in Deutschland zwar ein rückläufiger Trend von Nährstoffeinträgen zu beobachten; in den Küsten- und Meeresgewässern reagieren die Eutrophierungseffekte jedoch aufgrund von Nährstoffdepots in Sedimenten nur langsam. Eine steigende Erwärmung des Oberflächenwassers im Zuge des Klimawandels kann den Eutrophierungsprozess zudem noch weiter verstärken. Der Eintrag von Nährstoffen über

Oberflächenabfluss, Versickerung und Bodenerosion kann durch die künftig häufigeren extremen Niederschlagsereignisse weiter erhöht werden (UBA 2017b). Die Folgen der Nitratreinträge für die Trinkwasserqualität haben auch Folgen für die menschliche Gesundheit (vgl. Kapitel 3.7).

Neben den negativen Folgen von Stickstoffeinträgen in Gewässer können gasförmige Stickstoffemissionen die Luftqualität und das Klima beeinflussen (vgl. Kapitel 3.4). So entstehen in Ställen und Wirtschaftsdüngerlagern, durch Gärrückstände und bei der Düngung Ammoniakemissionen, welche die Düngewirkung verringern und negative Folgen für die Biodiversität haben können. Außerdem kann Ammoniak die Bildung von Feinstaub begünstigen und somit auch gesundheitliche Schäden verursachen (UBA 2017b; vgl. Kapitel 3.5 und 3.7).

Pflanzenschutzmittel (PSM) gelangen durch Abdrift und Auswaschungen in Oberflächengewässer und ins Grundwasser (UBA 2017b). Hinsichtlich der Einträge von PSM ins Grundwasser zeigt Haas (2010) am Beispiel Schleswig-Holsteins, dass in 70 % der Messstellen PSM nachgewiesen wurden. Laut UBA (2017b) wird im oberflächennahen Grundwasser bei 5 % der deutschen Messstellen der Grenzwert von 0,1 µg/l für mindestens einen Wirkstoff überschritten. Belastungen von Oberflächen- und Grundwasserkörpern durch Pflanzenschutzmittel haben einen direkten Einfluss auf die Biodiversität, vor allem der Einsatz von Insektiziden hat einen Verlust der Artenvielfalt bei Insekten zur Folge (Haas 2010; vgl. Kapitel 3.5). PSM werden auch über die Luft verfrachtet und können somit auch unter Umständen vom Aufbringungsort entfernt in Boden und Gewässer eingetragen werden (vgl. Kapitel 3.7).

Tierarzneimittel (TAM) gelangen hauptsächlich durch das Ausbringen von Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftliche Flächen und ins Grundwasser (Kusche *et al.* 2019; vgl. Kapitel 3.7). Für Arzneimittel erfolgt eine Umweltrisikobewertung durch das Umweltbundesamt, welches ggf. Auflagen für die Anwendung festlegt. Der ökologische Landbau setzt auf vorbeugende Maßnahmen (Wahl von standortangepassten Rassen, artgerechte Fütterung etc.). Der präventive Einsatz von allopathischen Arzneimitteln ist verboten. Zudem stellt die Flächenbindung im ökologischen Landbau einen limitierenden Faktor für die TAM-Einträge dar (UBA 2015). Durch Ausscheidungen der behandelten Tiere werden bis zu 80 % der Wirkstoffe von TAM wieder ausgeschieden (Kemper 2008). Durch die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftliche Flächen kommt es zu einem Eintrag von Wirkstoffen von TAM in Oberflächengewässer und ins Grundwasser (Haas 2010). Die dadurch steigenden bakteriellen Resistenzen auf Antibiotika können in weiterer Folge negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier haben (vgl. Kapitel 3.6, 3.7).

Kusche *et al.* (2019) geben in Sanders und Heß (2019) einen Überblick über die Produktionsvorschriften mit Auswirkungen auf den Gewässerschutz in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft, zusammengefasst in Tabelle 4.

Tabelle 4: Gegenüberstellung der Produktionsvorschriften mit Auswirkungen auf den Wasserschutz in der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft

Stoffgruppe	Bereich	Konventionelle Landwirtschaft	Ökologische Landwirtschaft (nach EU-Öko-VO)
N & P	Chemisch-synthetische, leicht lösliche Mineraldünger	Einsatz erlaubt	Kein Einsatz erlaubt
	Zugelassene Düngemittel	Keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus	Beschränkungen, Positivliste
	Düngemenge/Viehbesatz	Max. 170 kg N/ha und Jahr zuzügl. anrechenbarer Verluste	Max 170 kg N/ha und Jahr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft
PSM	Chemisch-synthetische PSM	Einsatz erlaubt	Kein Einsatz erlaubt
	Zugelassene PSM & Aufwandsmengen	Keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus	Positivliste, Restriktionen in der Aufwandsmenge (z.B. 6 kg Cu/ha & Jahr)
TAM	Einsatz allopathischer TAM	Metaphylaktischer Einsatz	Verbot des präventiven Einsatzes
	Max. Anzahl der Behandlungen	Keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus	Max. 3 Behandlungen/Jahr bzw. 1 Behandlung/Jahr bei Tieren mit Lebensdauer < 1 Jahr
	Wartezeit nach Anwendung allopathischer TAM	Keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus	Keine Einschränkungen über gesetzlichen Rahmen hinaus

Legende: N = Stickstoff, P = Phosphor, PSM = Pflanzenschutzmittel, TAM = Tierarzneimittel

Quelle: Kusche et al. (2019)

3.3.1.1 Gesetzlicher Rahmen zum Schutz der Gewässer

Es existieren verschiedene Strategien und Richtlinien zur Vermeidung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen und den damit verbundenen Umweltbelastungen (z.B. Wasserrahmenrichtlinie, Nitratrichtlinie, Grundwasserrichtlinie, Meeresstrategierahmenrichtlinie; BLE 2018b). Auf europäischer Ebene stellt die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000/60/EG) ein wichtiges Instrument der europäischen Wasserpolitik dar. Sie hat zum Ziel, den Zustand der aquatischen Ökosysteme zu schützen und zu verbessern sowie eine nachhaltige Wassernutzung zu fördern. Dieses Ziel gilt für alle Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) sowie das Grundwasser gilt (Carvalho *et al.* 2019). Die WRRL sieht eine Erreichung der Ziele bis spätestens 2027 vor. Auch wenn Fortschritte gemacht werden, ist davon auszugehen, dass bis 2027 die notwendigen Maßnahmen noch unzureichend gesetzt und die Ziele nicht erreicht werden (UBA 2017b; WWF 2018). Die europäische Nitratrichtlinie (91/676/EWG) hat den Schutz von Gewässern vor Verunreinigungen durch Nitrate aus der Landwirtschaft zum Ziel. Deutschlandweit wird die Nitratrichtlinie vornehmlich von der Düngeverordnung umgesetzt (siehe 2.1.1).

Aus gesellschaftlicher Sicht sind präventive Maßnahmen im Gewässerschutz einer nachgestellten Aufbereitung von Trinkwasser sowie einer kostenintensiven Wiederherstellung eines guten ökologischen und chemischen Zustands vorzuziehen. Dadurch können Wasseraufbereitungskosten eingespart werden und zunehmende Biodiversitätsverluste vermieden werden (Sanders und Heß 2019). Durch die Reduzierung bzw. die Vermeidung von Stoffeinträgen mit negativen Gesundheits- und Umweltfolgen kann die Landwirtschaft einen wesentlichen Beitrag zu der Erreichung der Ziele der WRRL leisten. Der effizientere Einsatz von Stickstoff und Phosphor kann auch zur Ressourcenschonung beitragen. Phosphor ist eine begrenzte Ressource; die Herstellung von stickstoffhaltigen Mineraldünger ist energieintensiv (BLE 2018b).

3.3.2 Relevanz des Gewässerschutzes für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Die Landwirtschaft gilt als der größte Verursacher der Gewässerverschmutzung (Haas 2010). Der Schutz der Gewässer und die Bewertung der Einträge in Gewässer durch die Landwirtschaft sind daher von hoher Relevanz. Aufgrund der Vielzahl der verschiedenen Stoffeinträge in Gewässer ist für den Gewässerschutz von einer pauschalen Wahl der Bezugsgröße abzuraten und eine differenzierte Betrachtung notwendig. Da es sich bei Wasser um ein öffentliches Gut handelt und erhebliche Folgekosten der Wasseraufbereitung zu vermeiden sind, ist ein präventiver Ansatz in diesem Zusammenhang sinnvoll. Bezüglich der Nährstoffeinträge in das Trinkwasser ist ein Flächenbezug einem Produktmengenbezug vorzuziehen, da es sich um örtlich lokal gebundene Ressourcen handelt und es zu regional konzentrierten Stoffeinträgen kommt. Ein vergleichsweise geringer Eintrag je kg Erntegut (z.B. Mais) nützt dem Gewässerschutz wenig, wenn zugleich bei hohem Ertrag die Einträge je Hektar die Belastungsgrenzen deutlich überschreiten. Auch die Kosten der Wiederaufbereitung sind lokal zu tragen. Der Verzicht bzw. die Reduktion von PSM bzw. TAM haben unmittelbar Auswirkung auf den Eintrag dieser Stoffe in Gewässer. Außerdem kann davon ausgegangen werden, dass im Fall von höheren Einträgen durch die konventionelle Landwirtschaft, keine zusätzlichen Ausgleichsflächen zur Entlastung der Gewässer entstehen, weshalb ein Ertragsbezug wenig sinnvoll erscheint. Aufgrund der aggregierten Wirkung der Stoffeinträge im Gewässer und deren negativen Folgen, sollte jedoch jeder Eintrag soweit wie möglich vermieden werden.

3.3.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Gewässer

Die ökologische Landwirtschaft zeigt ein hohes Potential zum Schutz von Grund- und Oberflächengewässern, besonders mit Blick auf den Eintrag von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln. Durch die Flächenbindung können Nährstoffüberschüsse und deren Eintrag in Gewässer weitgehend vermieden werden (Haas 2010). Die ökologische Landwirtschaft verursacht im Vergleich zur konventionellen deutlich geringere Nitratausträge, was durch Experimentalstudien, Modelle, LCAs und Erkenntnisse aus der Bewirtschaftungspraxis von Wasserschutzgebieten gezeigt wird (Kusche *et al.* 2019).

Kusche *et al.* (2019) in Sanders und Heß (2019) berücksichtigen in ihrer Literaturrecherche insgesamt 98 Studien zu Gewässerschutz mit 355 Vergleichspaaren. Für die Stickstoffeinträge war der Teilindikator „Berechneter N-Austrag pro Hektar“ der wichtigste Indikator, während Hoftorbilanzen im Verhältnis als am wenigsten aussagekräftig angesehen wurden (Tabelle 5). Da es für die Stoffgruppe der Tierarzneimittel (TAM) keine Vergleichsstudien auf Ebene des Stoffeintrages gibt, wurden von Kusche *et al.* (2019) für die Bewertung der Gewässerbelastungen

mit TAM indirekte Indikatoren, wie Aufwandsmenge, Behandlungshäufigkeit und Veterinärkosten sowie maßgeblichen Regularien herangezogen.

Die getroffene Auswahl der Parameter ist aufgrund der vorhandenen Datenlage prinzipiell für eine Bewertung der Wirkung der Landwirtschaft auf den Gewässerschutz geeignet.

Tabelle 5: Hauptindikatoren im Bereich Gewässerschutz Sanders und Heß (2019)

Stickstoff	Phosphor	Pflanzenschutzmittel	Tierarzneimittel
Berechneter N-Austrag/ha	Berechneter N-Austrag/ha	Wirkstoffmenge	Indirekte Teilindikatoren (Veterinärkosten, Aufwandsmenge, Behandlungshäufigkeit)
Sickerwasserproben/l	Bilanzen/ha	Öko-Toxizitätspotential	
Bodenproben/kg		Risiko Indizes	
Bilanzen/ha		Sonstige Indikatoren	

Quelle: Sanders und Heß (2019)

Stickstoffeinträge in Gewässer

Kusche *et al.* (2019) haben bzgl. des N-Austrags pro Hektar 71 Studien mit 132 Vergleichspaaren (bezogen auf den berechneten N-Austrag) aus Experimentalstudien sowie Modell- und LCA-Analysen herangezogen. Im Vergleich ergibt sich ein um 28 % (Experimentalstudien ($N = 90$ Vergleichspaare) bzw. 41 % (Modell- und LCA-Studien ($N = 42$ Vergleichspaare)) geringerer N-Austrag pro Hektar (Median) in der ökologischen Landwirtschaft, wobei eine erhebliche Variation besteht. 64 % der Vergleichspaare (Experimentalstudien, Modell- und LCA-Analysen) weisen eine geringere N-Auswaschung bei ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen auf. Bei einem Viertel der Vergleichspaare zeigen sich keine klaren Unterschiede in den beiden Bewirtschaftungsformen und bei lediglich 11% der Vergleichspaare wurden höhere N-Austräge des ökologischen Landbaus ermittelt.

Zudem haben Kusche *et al.* (2019) die vorliegenden Studien auch auf ihre Qualität hinsichtlich ihrer Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz (beispielsweise in Hinblick auf die Fruchtfolge oder Düngenniveau) bewertet. Werden nur hochqualitative Studien einbezogen, bei denen die ökologische und konventionelle Variante tatsächlich vergleichbar sind, ergibt sich eine stark verringerte Spannweite der Variabilität zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung von 8 % mehr bis 69 % weniger N-Austrag bei ökologischer Bewirtschaftung ($N=18$ Vergleichspaare) (Median 39% weniger N-Austrag). Bei Studien mit hoher Vergleichbarkeit schneidet der ökologische Landbau bei 67 % der Vergleichspaare besser und bei keinem Vergleichspaar schlechter ab. In absoluten Werten liegt der N-Austrag pro Hektar im Mittel bei ca. 17 kg N/ha bei einer ökologischen Bewirtschaftung und ca. 27,3 kg N/ha im konventionellen Landbau.

Die Ergebnisse zeigen, dass die für einen Vergleich von Anbausystemen herangezogenen Studien auch aus einer agronomischen Perspektive auf ihre tatsächliche Vergleichbarkeit geprüft werden müssen, da sich sonst ein verzerrtes Bild ergeben kann. So sollte beispielsweise die gesamte Fruchtfolge berücksichtigt werden, da es je nach Fruchtart große Unterschiede bei den N-Austrägen gibt.

Für den Gewässerschutz ist der ökologische Landbau aufgrund der reduzierten N-Austräge im Vergleich zum konventionellen von erheblichen Vorteil. Praxisbeispiele aus Wasserschutzgebieten und langjährige Erfahrungen der Wasserversorgungsbetriebe bestätigen

dies (Kusche *et al.* 2019). Die geringeren N-Auswaschungen im ökologischen Landbau sind einerseits auf die bestehenden Regularien der EU und der nationalen Anbauverbände und andererseits auf die ökologische Praxis an sich (Fruchtfolge, Limitierung des Tierbesatzes bzw. des Düngerkaufs etc.) zurückzuführen (Haas 2010).

Phosphoreinträge in Gewässer

Kusche *et al.* (2019) bewerten in ihrer Analyse die Phosphoreinträge qualitativ. Phosphor-Auswaschungen sind stark vom Kontext abhängig, so hängt der Grad der P-Auswaschungen stark vom Boden oder der Nutzung ab. Auf sandigen Böden kommt es beispielsweise zu höheren P-Auswaschungen als auf lehmigen oder tonigen Böden.

P-Verluste durch Erosion stellen mit 48 % den Haupteintragsweg von P in Oberflächengewässer dar, während ein P-Eintrag über das Grundwasser nur in einer Größenordnung von ca. 28 % stattfindet. Im ökologischen Landbau lässt sich ein um 22 % geringerer Oberflächenabfluss und ein um 26 % geringerer Bodenabtrag durch Erosion im Vergleich zum konventionellen Landbau beobachten (Cooper *et al.* 2018; Möller *et al.* 2018).

Es gibt derzeit keine hinreichend aussagekräftigen Vergleichsstudien, die den Einfluss der ökologischen Bewirtschaftung auf den Phosphoreintrag in die Gewässer quantitativ belegen. Kusche *et al.* (2019) verweisen auf die Notwendigkeit weiterer Studien zu erosiven P-Austrägen im ökologischen und konventionellen Landbau sowie zur Quantifizierung der Gesamtverluste auf unterschiedlichen Standorten. Auch uns sind keine solchen Studien bekannt.

Die P-Bilanzen von ökologisch bewirtschafteten Betrieben sind ausgeglichen bis negativ (Haas 2010; Cooper *et al.* 2018; Möller *et al.* 2018). Aufgrund des reduzierten Inputs von Dünger und des niedrigeren Tierbesatzes sowie der verbreiteten Anwendung von Kulturen, die einen höheren Bodenbedeckungsgrad aufweisen, ist ein vorteilhafter Einfluss der ökologischen Bewirtschaftungsweise auf P-Austräge in Gewässer grundsätzlich plausibel.

Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer

Mit Blick auf die Einträge von PSM in Gewässer konnten Kusche *et al.* (2019) lediglich 12 Vergleichsstudien mit 66 Vergleichspaaren identifizieren. Dies ist auf den Umstand zurückzuführen, dass chemisch-synthetische PSM im ökologischen Landbau weitgehend verboten sind. Bei 92 % der Vergleichspaare ist die Gefährdung von Gewässern durch die ökologische Bewirtschaftung geringer als durch die konventionelle Bewirtschaftung. Bei 5 % der Vergleichspaare aus einer einzelnen Studie schnitt die konventionelle Bewirtschaftung besser als die ökologische ab ($N=3$ Vergleiche). Allerdings ist hier festzuhalten, dass diese Einträge aus ökologischen Flächen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht durch die ökologische Bewirtschaftung an sich, sondern durch Abdrift, Oberflächenabflüsse oder die vorangegangene Bewirtschaftung entstanden sind, da die festgestellten Wirkstoffe (z.B. DDT, Endosulfan-Sulfate) nicht im ökologischen Landbau zugelassen sind.

Grundsätzlich kann die Belastung von Gewässern mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) aufgrund des umfassenden Verbots von chemisch-synthetischen PSM im ökologischen Landbau weitgehend ausgeschlossen werden. Dies deckt sich auch mit den Erkenntnissen von Alföldi *et al.* (2002), welche feststellten, dass im Ökolandbau kein Risiko einer Verschmutzung von Grund- und Oberflächengewässern durch synthetische Pestizide besteht. Einträge von Kupfer und anderen biologischen Pflanzenschutzmitteln wurden in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt. Wettstein *et al.* (2016) zeigen etwa, dass aufgrund der potentiellen Einträge von Kupfer-Präparaten ökologisch produzierter Wein schlechter abschneiden kann als konventionell erzeugter Wein.

Einträge von Tierarzneimitteln in Gewässer

Es liegen gegenwärtig nur wenige Vergleichsstudien vor, die den Eintrag von Tierarzneimitteln aus ökologischem und konventionellem Landbau quantitativ bewerten. Kusche *et al.* (2019) berufen sich auf noch unveröffentlichte Zahlen von March *et al.* (2017), wonach bei lediglich 20 % der ökologisch gehaltenen Tiere und bei 90 % der konventionell gehaltenen Tiere antibiotische Trockensteller zum Einsatz kommen.

Aufgrund der vorbeugenden Maßnahmen im ökologischen Landbau, beispielsweise durch die Wahl von robusten Rassen, und dem Verbot des präventiven Einsatzes von Arzneimitteln kann von einem weitaus geringeren Einsatz von Tierarzneimitteln ausgegangen werden. In Verbindung mit der geringeren Intensität der Tierhaltung (Flächenbindung) hat die ökologische Landwirtschaft daher mutmaßlich einen positiven Effekt auf die Einträge von Tierarzneimitteln inkl. Antibiotika in Gewässer (Haas 2010).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die ökologische Landwirtschaft erheblich weniger umweltbelastende Stoffeinträge pro Hektar in Gewässer verursacht. Sie zeigt damit ein hohes Potential zum Schutz von Grund- und Oberflächengewässern. Dies gilt besonders für den Eintrag von Nitrat und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln (Haas 2010). Deswegen kann die ökologische Landwirtschaft auch besonders zur Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten empfohlen werden.

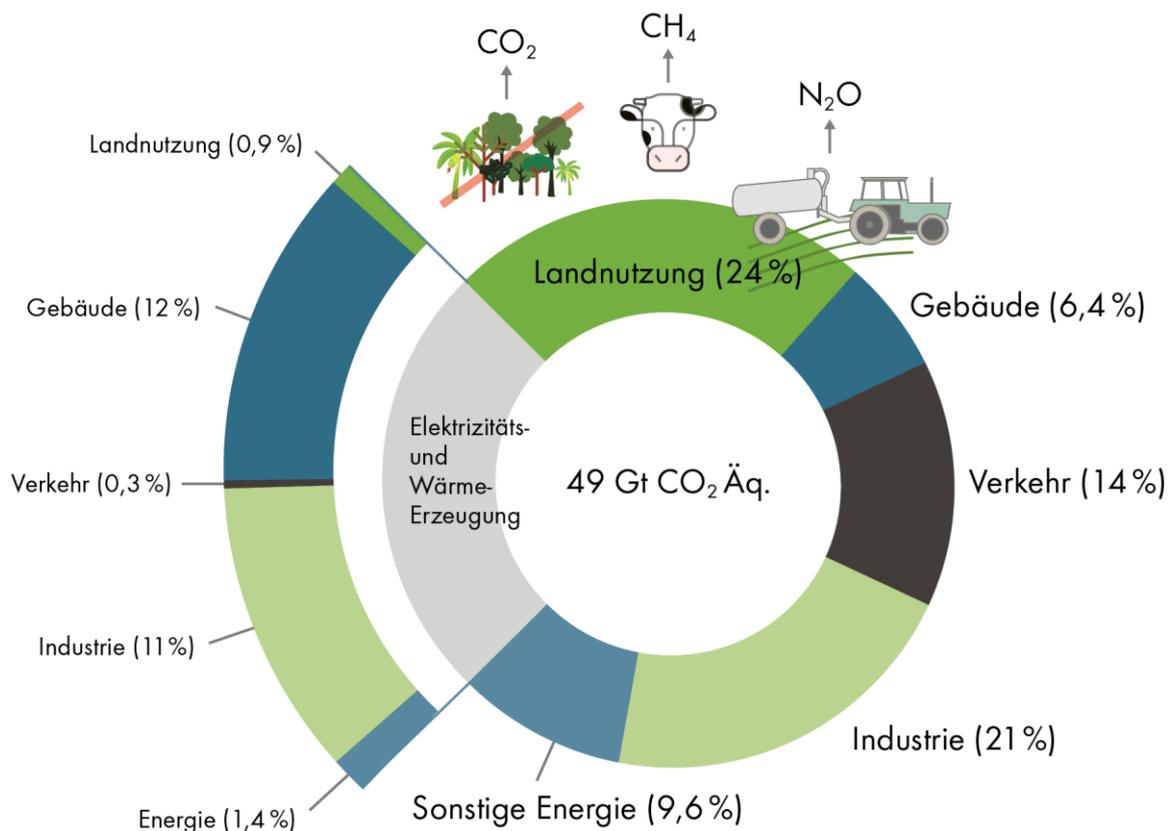
3.4 Klimaschutz

3.4.1 Hintergrund

Weltweit ist die Landnutzung verantwortlich für ein Viertel der gesamten direkten und indirekten Treibhausgasemissionen (10-12 Gt CO₂-Äquivalente; Abbildung 10); die Hälfte dieser Emissionen (5,0-5,8 Gt CO₂-Äquivalente) stammt aus der Landwirtschaft (IPCC 2014). Diese landwirtschaftlichen Emissionen sind hauptsächlich Emissionen von Methan (CH₄) aus der enterischen Fermentation von Nutztieren (hauptsächlich Rindern); Methanemissionen aus Reisfeldern sowie Emissionen von Distickstoffoxid/Lachgas (N₂O) aus landwirtschaftlichen Böden (Tubiello *et al.* 2013; Smith *et al.* 2014). Die andere Hälfte der Landnutzungs-Emissionen stammen von CO₂-Emissionen durch Entwaldung und Entwässerung von Mooren zur Gewinnung von Land- und Forstwirtschaftsfläche (Boucher *et al.* 2011; Rudel *et al.* 2009; Tubiello *et al.* 2013; Smith *et al.* 2014).

Das Klimaschutzpotential der Landnutzung liegt (1) in der Reduktion von Emissionen durch Landnutzungsänderungen (Entwaldung) und Landwirtschaft, (2) in der Erhöhung der Kohlenstoffvorräte durch Sequestrierung von CO₂ und (3) in der Substitution fossiler Energieträger durch Bioenergie (IPCC 2014). Weltweit wird der Sequestrierung dabei das größte Potential zugesprochen (Smith *et al.* 2008). Die wichtigsten Optionen zur Reduktion von Treibhausgasen auf Seiten der Nachfrage sind: (1) Reduzierung von Verlust und Verschwendung von Lebensmitteln, (2) Umstellung der Ernährung auf emissionsärmere Lebensmittel (bes. Ersatz tierischer Erzeugnisse durch pflanzliche Lebensmittel) und (3) Verringerung des Überverbrauchs. Die Minderung der Emissionen aus der Landnutzung spielen damit eine entscheidende Rolle für die Erreichung der weltweiten Emissionsminderungsziele (IPCC 2014).

Abbildung 10: Weltweite Treibhausgasemissionen nach Wirtschaftssektoren



Gesamte anthropogene THG-Emissionen (Gt CO₂ Äquivalente/Jahr) nach Wirtschaftssektoren. Der innere Kreis zeigt den Anteil direkter THG-Emissionen (in Prozent der gesamten anthropogenen THG-Emissionen) von fünf Wirtschaftssektoren im Jahr 2010. Die Vergrößerung zeigt, wie die Anteile der indirekten CO₂-Emissionen (in Prozent der gesamten anthropogenen THG-Emissionen) aus Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung den Sektoren zugeordnet werden, die die Endenergie nutzen. Quelle: Grafik verändert nach IPCC (2014)

In Übereinstimmung mit der weltweiten Situation sind die hauptsächlich landwirtschaftlichen Emissionsquellen in Deutschland die Rinderhaltung, der Stickstoffeinsatz zur Düngung der Böden und das Wirtschaftsdüngermanagement (BMUB 2016). Der Einsatz von Stickstoffdüngern führt zu direkten N₂O-Emissionen aus den gedüngten Böden und indirekten N₂O-Emissionen durch den Transport reaktiver Stickstoffverbindungen (Ammoniak und Nitrat) in ungenutzte Böden. Des Weiteren entstehen Emissionen im Zuge der Herstellung und des Transports der Stickstoffmineraldünger sowie durch den Verbrauch fossiler Rohstoffe. Diese werden in der Klimaberichterstattung jedoch nicht der Landwirtschaft zugerechnet (UNFCCC 2019). Für die Gesamtbewertung eines Produkts oder landwirtschaftlichen Systems sollten diese Emissionen aber im Sinne des „*true cost accounting*“ eingerechnet werden um die tatsächlichen Klimawirkungen bestimmen zu können.

Das Klimaschutzpotential der deutschen Landwirtschaft kann mit einer Vielzahl von Maßnahmen realisiert werden. Da die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen größtenteils durch natürliche physiologische Prozesse entstehen, ist die Wirksamkeit technischer Maßnahmen jedoch beschränkt. Ebenfalls ist das Klimaschutzpotential des Anbaus von Biomasse begrenzt, einerseits da dieser negative Externalitäten beinhaltet (negative Folgen für die Biodiversität), andererseits, da er nicht emissionsfrei erfolgen kann und in Konkurrenz zur Nahrungsmittelerzeugung steht (BMUB 2016). Sequestrierungsmöglichkeiten bestehen im Anbau von mehrjährigen Futterleguminosen und in der Rückführung von Wirtschaftsdünger

(Gattinger *et al.* 2012). Möglichkeiten der Emissionsreduktion werden in der Verringerung von Stickstoffüberschüssen und Ammoniakemissionen, in der Effizienzsteigerung bei der Düngung, in der Reduktion des Verbrauchs fossiler Rohstoffe sowie in der Ausweitung des ökologischen Landbaus gesehen (BMUB 2016). Die Klimaschutzpotentiale der ökologischen Landwirtschaft bestehen im Verzicht auf Mineraldünger und synthetische Pflanzenschutzmittel, dem geringen Zukauf an Futtermitteln, der eingeschränkten Verwendung von torfbasierten Substraten und dem Fokus auf Humusaufbau, u.a. durch den Anbau humusmehrender Kulturen (Gattinger *et al.* 2012; Freibauer *et al.* 2004).

3.4.2 Relevanz der Variable Klimaschutz für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

In Deutschland ist die Erzeugung und Nutzung von Energie (85 %) die maßgebliche Quelle von Treibhausgasemissionen; der Anteil der Landwirtschaft beträgt 7.3 % (UBA 2019b). Die Treibhausgas-Emissionen der deutschen Landwirtschaft sind von 1990 bis 2017 um ca. 16 % zurückgegangen (UBA 2019b). Diese Minderungen resultierten hauptsächlich aus einem Rückgang der Viehbestände aufgrund des Strukturwandels in den neuen Bundesländern und aus einem verbesserten Düngemittelmanagement (BMUB 2016). Das Reduktionsziel bis 2030 liegt bei -31 bis -34 % auf 58 bis 61 t CO₂-Äq. (BMUB 2016).

Mit den im Klimaschutzplan hinterlegten Maßnahmen im Sektor Landwirtschaft kann insgesamt eine Reduktion der nicht-energiebedingten Emissionen von etwa 27 bis 30 Millionen t CO₂-Äq. erreicht werden, was 4 bis 4,2 % der anvisierten Gesamtreduktion aller Sektoren entspricht (BMUB 2016). Insgesamt sind also die Minderungspotentiale der energiebedingten Emissionen deutlich größer als die Landwirtschaft. Für die Erreichung der deutschen Minderungsziele spielt die Landwirtschaft demnach keine zentrale, jedoch eine relevante Rolle, da es notwendig ist, alle Potentiale zu nutzen (BMUB 2016). Vollständige Bewertungen und Vergleiche der Nachhaltigkeit von Anbausystemen sollten daher auch diese Variable beinhalten. Ist bei der Umsetzung von Maßnahmen in der Landwirtschaft eine Priorisierung vorzunehmen, ist es jedoch ratsam, solche Umweltparameter an erste Stelle zu setzen, auf die die Landwirtschaft einen entscheidenden Einfluss hat (besonders Biodiversität und Bodenfruchtbarkeit).

Die generell angemessene Bezugsgröße für Bewertungen und Vergleiche von Treibhausgasemissionen ist der Ertrag, weil Treibhausgase weltweit wirken und daher kein Flächenbezug besteht. Auch eine Beurteilung des Klimaschutzpotentials durch Biomasseanbau ergibt sich direkt durch den erzielten Ertrag (und den hierfür notwendigen Input), weil dieser davon abhängt, wieviel Biomasse mit wieviel Input erzeugt werden kann.

Die Sequestrierung von Klimagasen entfaltet ihre Wirkung ebenfalls weltweit. Allerdings besteht durch die Messung und Art der Parameter, z.B. Kohlenstoffgehalt im Boden, ein inhärenter Flächenbezug. Es ist sinnvoll, diesen beizubehalten, wenn die Senkenfunktion der Landnutzung im Vordergrund steht, d.h. auf möglichst wenig Fläche möglichst viel Kohlenstoff assimiliert werden soll. Allerdings ist die Landwirtschaft multifunktional und die Nahrungsproduktion stets ein Hauptzweck. Daher ist es sinnvoll, auch die C-Sequestrierung ertragsbezogen, als Ko-Ergebnis der Produktion zu analysieren. Jedoch ist auch diese Betrachtung noch unvollständig, da die C-Sequestrierung nur einen Teilaspekt der Klimawirkung der Landwirtschaft darstellt.

Um einen aussagekräftigen Vergleich der Auswirkungen von Landwirtschaft und Anbausystemen auf die Veränderungen der Treibhausgasemissionen zu erhalten, ist es notwendig, die Auswirkungen auf alle relevanten Treibhausgase bzw. alle Teilprozesse und Stoffflüsse gemeinsam zu berücksichtigen (Robertson *et al.* 2000; Smith *et al.* 2001; Gregorich *et al.* 2005). Im Pflanzenbau sind dies die Sequestrierung von CO₂ (und CH₄), die Emission von N₂O

(und CO₂) und ggf. (je nach sektorieller Zuordnung) die indirekten Emissionen durch Düngemittelerzeugung und Nutzung fossiler Energien. In der Tierhaltung sind dies zum einen die direkten stoffwechselbedingten CH₄- und N₂O-Emissionen. Zum anderen müssen die CO₂-Flüsse (Auf- und Abbau von Humus) und die CH₄-Flüsse (Aufnahme und Abgabe) aus Böden und Düngern im Zuge der Futterproduktion, die CO₂-Emissionen durch Landnutzungsänderungen aufgrund von Verlagerungseffekten oder zur Futterproduktion und ebenfalls je nach Zuordnung die indirekten, prozessbedingten CO₂-Emissionen, berücksichtigt werden (Frank *et al.* 2015). Zweckmäßigerweise erfolgt diese Aufsummierung in CO₂-Äquivalenten. Der Vergleich der Gesamtwirkungen muss wiederum aufgrund der weltweiten Wirkung der Treibhausgase, ertragsbezogen erfolgen.

In der Literaturanalyse von Weckenbrock *et al.* (2019) in Sanders und Heß (2019) erfolgte die Untersuchung der landwirtschaftlichen Klimawirkungen je nach Parameter und Literaturverfügbarkeit ertrags- oder flächenbezogen. Relevant ist daher aus dieser Untersuchung vor allem die ertragsbezogene (qualitative) Gesamtbetrachtung der Emissionen. Zur CO₂-Sequestrierung und der Klimawirkung im Pflanzenbau insgesamt lässt sich leider aufgrund des Berichts keine abschließende Aussage treffen, da die Bewertung der CO₂-Sequestrierung ausschließlich flächenbezogen erfolgte. Für die Milchviehhaltung wurde hingegen ein solch umfassender Gesamtvergleich unternommen.

3.4.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf den Klimaschutz

Die Literaturanalyse von Weckenbrock *et al.* (2019) basiert bis 2011 auf dem umfassenden Datensatz von Gattinger *et al.* (2012), sowie Freilandstudien, die im Zeitraum 2012 bis Januar 2019 veröffentlicht wurden. Insgesamt wurden 119 Studien ausgewertet. Die Analyse betrachtet den Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff (SOC), bodenbürtige N₂O-Emissionen, bodenbürtige CH₄-Emissionen und CH₄-Emissionen aus der Tierhaltung sowie die THG-Emissionen insgesamt (Tabelle 6). Die Auswahl der Parameter ist also vollständig und prinzipiell für eine Bewertung der landwirtschaftlichen Klimawirkungen geeignet.

Flächenbezogene Analysen erfolgten quantitativ, ertragsbezogene Analysen jedoch nur qualitativ, dies aufgrund der ungenügenden Anzahl an Vergleichsstudien. Für SOC wurde zusätzlich eine statistische Meta-Analyse durchgeführt. Bisher existieren keine messwertbasierten Vergleichsstudien zu Ammoniakemissionen.

Tabelle 6: Hauptindikatoren im Bereich Klimaschutz in Sanders und Heß (2019)

Bodenkohlenstoff	Lachgasemissionen Boden	Methanemissionen Boden	Methanemissionen Tierhaltung	THG-Emissionen Gesamt
Organische C-Gehalte	Kumulierte N ₂ O-Emissionen in kg pro ha und Jahr	Kumulierte CH ₄ -Emissionen in kg pro ha und Jahr	CH ₄ -Emissionen aus enterischer Verdauung	Boden /Pflanze
Organische C-Vorräte			(ertragsbezogen, nur qualitativ)	Milchviehhaltung (ertragsbezogen, nur qualitativ)
C-Speicherung im Boden				

Quelle: Sanders und Heß (2019)

THG-Emissionen im Pflanzenbau

Die Analyse von Weckenbrock *et al.* (2019) ergab gesamthaft eine höhere CO₂-Sequestrierung und geringere N₂O-Emissionen je Hektar im ökologischen Pflanzenbau. Im Einzelnen zeigte die deskriptive Analyse von 103 empirischen Vergleichsstudien Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff von 0,1 – 6,8 %, wobei die ökologisch bewirtschafteten Böden einen um 10 % höheren Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff aufwiesen (Median). Die korrespondierende gewichtete Meta-Analyse ergab einen um 14 % erhöhten SOC-Gehalt in ökologisch bewirtschafteten Böden. Die Kohlenstoffvorräte in ökologisch bewirtschafteten Flächen waren um 10,8 % (3,42 t/ha) höher (Median, N = 52 Studien mit 131 Vergleichspaaren), wobei sich eine hohe Variation ergab, hauptsächlich durch unterschiedliche Bodenmächtigkeiten. Die jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate war im ökologischen Landbau um 256 kg C/ha erhöht (N = 17 Studien mit 41 Vergleichspaaren), 78 % der Vergleiche ergaben dabei eine um mindestens 10 % erhöhte Kohlenstoffspeicherung.

Die Methanemissionen variierten von -0,72 bis -0,27 kg C/ha * Jahr, die untersuchten Flächen waren also alle Methansenken. Die ökologisch bewirtschafteten Böden assimilierten im Mittel 18 % mehr CH₄ pro Hektar und Jahr als die konventionell bewirtschafteten Böden (N = 3 Studien mit 6 Vergleichspaaren). Die bodenbürtigen flächenbezogenen Lachgasemissionen variierten zwischen 0,1 und 9,4 kg N₂O-N/ha * Jahr und waren im ökologischen Landbau um 24 % reduziert (N = 13 Studien mit 35 Vergleichspaaren).

Bezogen auf den Ertrag sollte jedoch von gleichen Emissionen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau ausgegangen werden. Die bislang einzige Metaanalyse zu bodenbürtigen Treibhausgas-Emissionen (N₂O und CH₄) aus ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen von Skinner *et al.* (2014) zu Ackerböden (N = 7 Studien) und Grünland (N = 2 Studien) in gemäßigten nördlichen Breiten weltweit ergab bei einer Ertragslücke von 26 % höhere THG-Emissionen im ökologischen Landbau. Diese waren um 41 kg CO₂-Äq. pro Tonne Trockenmasse höher als im konventionellen Landbau. Die Höhe der Emissionen wurde dabei im ökologischen Landbau hauptsächlich von den Bodeneigenschaften bestimmt, während im konventionellen Landbau die Gesamtmenge des Stickstoffinputs ausschlaggebend war. Diese Ergebnisse werden allerdings durch neue Studien relativiert. Skinner *et al.* (2019) fanden im DOK Langzeitversuch vergleichbare N₂O-Emissionen im Silomaisanbau nach 38 Jahren konventioneller bzw. ökologischer Bewirtschaftung, bei einer Ertragslücke von - 9 % im ökologischen Landbau (Mais) bzw. - 19 % (alle Kulturen). Auch Schmid und Hülsbergen (2015) gehen in ihrer umfangreichen Analyse der Klimabilanzen von 62 Pilotbetrieben im Rahmen des Bundesprogramms „Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft“ (Hülsbergen und Rahmann 2015) von insgesamt gleichen ertragsskalierten THG-Emissionen im ökologischen und konventionellen Anbau aus. Weckenbrock *et al.* (2019) erwähnen weiter Ergebnisse aus Frankreich (Benoit *et al.* 2015), die niedrigere ertragsskalierte N₂O-Emissionen in ökologischem Weizen dokumentierten und Ergebnisse aus Klimabilanzierungen, die stark variieren (Meier *et al.* 2015; Jespersen *et al.* 2017).

THG-Emissionen in der Tierhaltung

Da es zu den CH₄-Emissionen aus der Tierhaltung bisher keine experimentellen Vergleichsstudien gibt, beziehen sich Weckenbrock *et al.* (2019) auf die Klimabilanzen von 34 Betrieben im genannten Pilotbetriebe-Projekt (Frank *et al.* 2015). Diese ergaben signifikant höhere CH₄-Emissionen im ökologischen Landbau (547 CO₂-Äquivalente pro kg erzeugter Milch) im Vergleich zum konventionellen (453 CO₂-Äquivalente pro kg erzeugter Milch). Die angenommene Ursache hierfür liegt in abnehmenden stoffwechselbedingten Methanemissionen bei zunehmender Milchleistung der Kühe (Flachowsky und Brade 2007).

Die Gesamtemissionen aus der Tierhaltung wurden von Weckenbrock et al. (2019) anhand der Bilanzen von Frank et al. (2015) und der Reviews von Meier et al. (2015; basierend auf 10 LCA-Analysen) und Knudsen (2011; basierend auf 4 LCA-Analysen) untersucht. Frank et al. (2015) berechneten in ihrer umfassenden THG-Bilanzierung Emissionen von 983 g CO₂-Äquivalenten pro kg Milch im ökologischen Landbau und Emissionen von 1047 g CO₂-Äquivalenten pro kg Milch im konventionellen Landbau. Die Unterschiede werden auf Restriktionen beim Futterzukauf und dem Fokus auf grobfutterintensive Fütterung sowie besondere Anforderungen zu Haltungssystem und Weidegang im ökologischen Landbau und das betriebliche Management zurückgeführt. Sowohl Meier et al. (2015) als auch Knudsen (2011) fanden keine Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau. Insgesamt ist also davon auszugehen, dass sich die Klimawirkung der ökologischen und konventionellen Tierhaltung nicht unterscheidet.

3.5 Biodiversität

3.5.1 Hintergrund

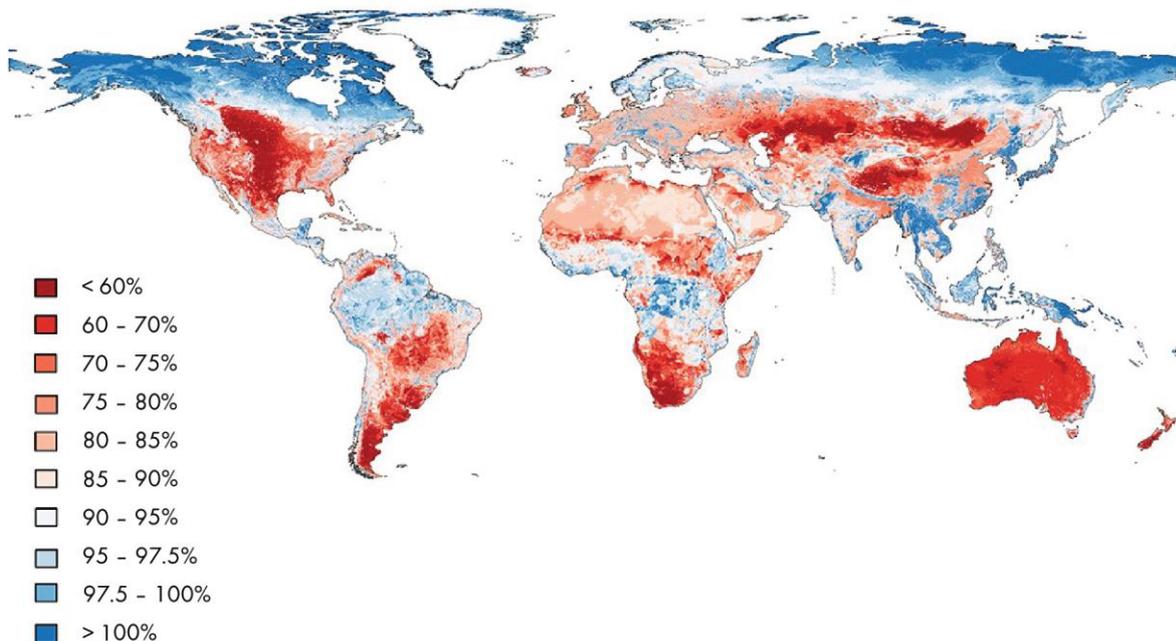
Globale Biodiversität

Weltweit ist die Biodiversität (UN 1992) in stetem Rückgang begriffen (Butchart *et al.* 2010a; Newbold *et al.* 2016; Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019; Abbildung 11). Besonders relevant und drastisch ist die Situation in Biodiversitäts-Hotspots, vornehmlich in den Tropen (Myers *et al.* 2000; Pimm und Raven 2000; Mittermeier *et al.* 1999). Der Artenverlust geht aber weit über diese Gebiete hinaus und betrifft natürlich auch die marinen Lebensräume (Jones *et al.* 2004; Worm *et al.* 2006). Die Diversität in den Primärhabitaten ist unersetzlich und geht u.a. durch die Umwandlung von Naturhabitaten in Agrarland und Plantagen verloren (Newbold *et al.* 2015; Gibson *et al.* 2011; Mendenhall *et al.* 2014). Dabei ist der Druck der Landnutzungsänderung am stärksten auf südliche temperierte Wälder, tropische Wälder, Savannen und Grasländer, aber auch auf Flüsse und Seen (Sala *et al.* 2000).

Insgesamt sind die Treiber des Biodiversitätsrückgangs wissenschaftlich gut belegt: (1) Verlust und Änderung von Lebensräumen, hauptsächlich durch Landnutzungsänderungen hin zu intensiver Landwirtschaft und Urbanisierung, (2) von Menschen verursachte Verschmutzungen, hauptsächlich durch synthetische Pestizide und Düngemittel, (3) biologische Faktoren, einschließlich Krankheitserreger und invasive Arten, (4) Klimawandel und (5) Übernutzung durch Jagd und Fischerei (Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019; Maxwell *et al.* 2016; Newbold *et al.* 2015; Souza *et al.* 2015; Butchart *et al.* 2010b; Sala *et al.* 2000).

Soll der globale Rückgang der Biodiversität aufgehalten werden, muss also die weitere Ausbreitung der Agrar- und Forstflächen in biodiversitätsreiche Naturhabitate beschränkt werden. Weiter muss die Landbewirtschaftung hinreichend naturverträglich sein, sodass auch innerhalb der Agrarlandschaft Biodiversität erhalten wird, die Umweltverschmutzung durch Pestizide und Dünger reduziert und der Klimawandel eingedämmt werden. Für all dies ist die Landwirtschaft ein entscheidender Hebel.

Abbildung 11: Weltweiter Biodiversitätsverlust



Weltweiter Biodiversitätsverlust. Gezeigt sind verbleibende Populationen einheimischer Arten als Prozentsatz ihrer ursprünglichen Populationen. Blaue Bereiche liegen innerhalb der vorgeschlagenen Sicherheitsgrenzwerte, und rote Bereiche übersteigen diese.

Quelle: Natural History Museum London (2019)

Biodiversität der europäischen Kulturlandschaft und in Deutschland

Eine besondere Situation besteht in Mitteleuropa und in Deutschland. Im Gegensatz zur weltweiten Situation, in der die Primärhabitats zentral für die Erhaltung der Biodiversität sind, ist die europäische Agrarlandschaft selbst der Lebensraum vieler Arten. Ein Großteil der heimischen Arten ist dabei auf eine spezifische landwirtschaftliche Nutzung angewiesen und der hauptsächliche Verlust der biologischen Vielfalt findet innerhalb der Agrarlandschaft statt (Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2018). Auch dehnen sich in Deutschland die Agrarflächen nicht weiter aus, stattdessen geht Kulturland durch Zersiedelung und Urbanisierung verloren (UBA 2018b; Keil *et al.* 2011).

Durch die bäuerliche Landwirtschaft ist im Laufe der Jahrtausende aus einer wenig differenzierten, durch Wald geprägten Naturlandschaft eine vielfältigere Kulturlandschaft und damit Lebensräume für viele wildlebende Arten entstanden (Wingender *et al.* 2002; Langer 2014). Insbesondere die Nutzungsformen Grünland und Acker haben dabei zu einer Erhöhung der biologischen Vielfalt geführt, auch durch die Einwanderung von Archäobionten, darunter viele mit dem Getreide aus dem östlichen Mittelmeerraum gekommene Wildpflanzen (Wingender *et al.* 2002; Küster 1994). Beispiele nutzungsabhängiger, artenreicher Lebensräume sind Streuobstwiesen, Magerrasen, Blumenwiesen, extensive Weiden, Hecken, Weinterrassen und lichte Waldsäume (Abbildung 12). Diese Lebensräume sind heute nur noch in Resten erhalten und verlieren ohne eine extensive Nutzung durch natürliche Sukzessionsprozesse ihre Artenvielfalt.

Die gegenteilige Argumentation vertritt Noleppa (2016), wenn er festhält, dass sowohl die konventionelle als auch die ökologische Landwirtschaft die Artenvielfalt reduzieren würden, die ökologische Landwirtschaft lediglich weniger stark. Zu dieser Schlussfolgerung kann man gelangen, wenn man die Biodiversität auf einem Acker mit der gesamten in der Region

vorhandenen Biodiversität vergleicht. Dies ist jedoch eine inkorrekte Vermischung von Skalenebenen. Richtiger wäre ein Vergleich der gesamten Biodiversität einer landwirtschaftlich genutzten Region mit der potentiellen Biodiversität der potentiellen natürlichen Vegetation der Region, in Deutschland also in weiten Teilen Buchenwälder. Die Diversität dieser Wälder ist jedoch geringer als die Diversität einer vielseitigen Agrarlandschaft. Daher können wir uns dieser Argumentation nicht anschließen.

Abbildung 12: Vielfältige Kulturlandschaft



Quelle: FiBL

Die Anteile der in Deutschland vorkommenden 71 900 Tier- und Pflanzenarten (46 % der Europäischen Arten, 23 % der Arten der Europäischen Roten Listen; IUCN 2013), die in Grünland und Acker vorkommen, belaufen sich auf 60-90 % (Wingender *et al.* 2002). Das Grünland hat dabei eine höhere Bedeutung als der Ackerbau. Bei Säugetieren, Vögeln, Schwebfliegen, Laufkäfern und Gehäuseschnecken sind 0,9 % bis 3,9 % der Arten an die landwirtschaftliche Nutzung gebunden, bei Wildbienen, Schmetterlingen und Heuschrecken 11 % bis 23 % der Arten und bei Gefäßpflanzen 33 % der Arten (Wingender *et al.* 2002).

Erkenntnisse über den Zustand der Biodiversität ergeben sich neben den Roten Listen (BfN 2017b) und wissenschaftlichen Studien, aus den bundesweiten Langzeit-Monitorings, wie beispielsweise dem HNV-Monitoring (Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert; Benzler 2009; Hünig und Benzler 2017; BfN 2018a), dem Flora-Fauna-Habitat-Monitoring (Behrens *et al.* 2009; BfN 2017c), dem Vogel-Monitoring (Mitschke *et al.* 2005; BfN 2018b), dem Tagfalter-Monitoring/Europäischer Indikator Grasland-Schmetterlinge (Kühn *et al.* 2014; EEA 2013) sowie aus den Indikatoren der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt des BMUB (BMUB

2007). Aufgrund ihrer ökologischen Schlüsselfunktionen als Bestäuber, Räuber und Zersetzer sowie ihrer Rolle als unentbehrliche Nahrungsgrundlage für viele weitere Tiergruppen sind die Insekten ein hochrelevanter Indikator. Aufgrund der Daten besteht Konsens, dass (1) die Biodiversität der Kulturlandschaft massiv rückläufig ist; (2) Arten und Individuenzahlen abnehmen und (3) die Artenzusammensetzung sich ändert (Feindt *et al.* 2018; BfN 2017a; IPBES 2017; Haupt *et al.* 2009; Biesmeijer *et al.* 2006; Bojková *et al.* 2012).

Die europäischen Schmetterlingspopulationen haben seit 1990 um 50 % abgenommen, über 80 % der Wildbienenarten gehen zurück und die Biomasse der fliegenden Insekten hat sich seit 1989 um 75 % reduziert (EEA 2013; Hallmann *et al.* 2017; Kosior *et al.* 2007; White und Kerr 2007; Brooks *et al.* 2012; Hallmann *et al.* 2018; Binot-Hafke *et al.* 2011). Auch die Bestände der Vögel entwickeln sich langfristig negativ: ein Viertel aller Brutvogelarten (65 Arten) zeigt signifikante Bestandsrückgänge über die letzten 25 Jahre, ein Drittel (84 Arten) über die letzten 12 Jahre -die negative Entwicklung verstärkt sich also. Die Anzahl der Agrarvögel hat sich über die letzten dreißig Jahre halbiert (Bundesregierung 2013; BfN 2017a). Die für die Biodiversität wichtigen Landwirtschaftsflächen haben in einem Zeitraum von sechs Jahren (2009 bis 2015) um 13 % abgenommen, während 80 % der 14 unmittelbar nutzungsabhängigen Offenland-Biotoypen gefährdet sind (HNV-Monitoring, (BfN 2017a). Auch benachbarte Lebensräume wie Moore, Waldsäume, Ufervegetation und Staudenfluren werden durch die eine nicht standortgerechte landwirtschaftliche Nutzung degradiert. Übereinstimmend zeigt der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt - wie die meisten Indikatoren mit Bezug zur Landwirtschaft - einen signifikant negativen Trend (BMUB 2007).

Auch die Ursachen des Biodiversitätsverlustes sind dokumentiert. Wesentlich sind die Änderung der Landnutzung hin zu großen, einheitlichen Monokulturen, die Vereinheitlichung von Fruchtfolgen, die ungenügende Anzahl und Ausmaß an naturnahen Habitaten, der Klimawandel, die hohe Nährstoffzufuhr über Mineraldünger und/oder Gülle und der zu hohe Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Jahn *et al.* 2014; Brühl *et al.* 2015; JKI 2016; SRU 2016; BfN 2017a; Feindt *et al.* 2018; Schäffer *et al.* 2018; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2018). Soll der Rückgang der Biodiversität im Kulturland gestoppt werden, muss also eine ausreichende Anzahl an Landwirtschaftsflächen auf naturverträgliche Weise bewirtschaftet werden.

3.5.2 Relevanz der Variable Biodiversität für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Der immense Einfluss der Landwirtschaft auf die Biodiversität macht deutlich, dass die Biodiversität eine entscheidende Variable zur Beurteilung der Nachhaltigkeit von Anbausystemen ist.

Aus den vorangegangenen Überlegungen wird außerdem die Wahl der Bezugsgröße deutlich. Zur Beurteilung der Wirkung von Landwirtschaft auf die lokale Biodiversität der Kulturlandschaft ist ein Flächenbezug notwendig und richtig. Negative Wirkungen der Landbewirtschaftung auf die Biodiversität werden nicht durch höhere Erträge kompensiert. Wenn Noleppa (2016) feststellt, dass die konventionelle Landwirtschaft bei einer negativeren Wirkung auf die Biodiversität höhere Erträge erzielt, negiert dies nicht die negativeren Wirkungen der konventionellen Landwirtschaft auf die lokale Biodiversität.

Zur Beurteilung der Wirkung der einheimischen Landwirtschaft auf die globale Biodiversität muss eine Vielzahl von Faktoren berücksichtigt werden. Dazu gehört die Produktivität pro

Fläche, der finanzielle Ertrag und interne und externe Kosten sowie auch die entstehende Verschmutzung durch Pestizide und Dünger und die Wirkung auf das Klima.

3.5.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Biodiversität der Kulturlandschaft

Die Literaturanalyse von Stein-Bachinger *et al.* (2019) in Sanders und Heß (2019) kommt in ihrer Untersuchung zu dem Ergebnis, dass die Biodiversität auf den Flächen des ökologischen Landbaus deutlich höher ist als die Biodiversität im konventionellen Landbau. In ihrer Arbeit werden die Artenvielfalt der Gruppen Ackerflora, Acker-Samenbank, Saumvegetation, Vögel und blütenbesuchende Insekten (Bienen und Tagfalter) ausgewertet. Die Studie basiert auf insgesamt 75 Studien mit 312 Vergleichspaaren und den Indikatoren Artenzahl und Abundanz.

Alle repräsentativen Studien zur Ackerflora fanden höhere Artenzahlen im ökologischen Landbau (Median: 95 % höhere mittlere Artenzahlen). Der Extremwert (800 % höhere mittlere Artenzahl) stammt dabei aus einer Studie von hoher Qualität und Aussagekraft (Hiltbrunner *et al.* 2008). Alle Vergleiche der Ackersamenbank und Saumvegetation fanden höhere Werte im ökologischen Landbau (Median der mittleren Artenzahlen: + 61 % respektive + 21 %). Die Ergebnisse zur Abundanz entsprachen den Ergebnissen zur Artenzahl.

Bei den blütenbesuchenden Insekten war die mittlere Artenzahl im ökologischen Landbau im Median um 23 % höher als im konventionellen; die mittlere Abundanz um 26 %. Bei den Bienen war die mittlere Artenzahl im ökologischen Landbau im Median um 30 % höher, die mittlere Abundanz um 27 %. Bei den Tagfaltern war die mittlere Artenzahl im Median um 18 % höher im ökologischen Landbau, die mittlere Abundanz um 59 %. Die festgestellte große Variation der Daten vor allem bei den Bienen erklären Stein-Bachinger *et al.* (2019) mit den spezifischen Habitatsansprüchen der Gruppe (z.B. offene Bodenstellen, Totholz oder magere Säume). Gibt es zu wenig Habitate, zeigen sich keine Effekte des Anbausystems, da die Diversität insgesamt gering ist und vor allem Generalisten vorkommen. Entsprechend wurden in einer Studie, die niedrigere Artenzahlen im ökologischen Landbau fand (Happe *et al.* 2018), lediglich 8 Individuen aus drei Arten nachgewiesen, die keine Hummeln waren. Erwähnenswert ist jedoch, dass ein paarweiser Vergleich von ökologischen und konventionellen Betrieben in 16 verschiedenen Landschaften in England zeigte, dass eine höhere Biodiversität hauptsächlich in Abhängigkeit von tieferen Erträgen stand und unabhängig vom Anbausystem war. (Gabriel *et al.* 2010.) Besonders hohe Unterschiede zugunsten des Ökolandbaus fanden sich hingegen in einer (ebenfalls qualitativ hochstehenden) Studie aus süddeutschen Triticale-Feldern, die unmittelbar den Einfluss der Landbewirtschaftung untersuchte (Krauss *et al.* 2011). Auch die Artenzahlen und Abundanzen von Feldvögeln waren im ökologischen Landbau höher (Median: + 35 % bzw. + 24 %). Einige Vergleiche fanden keine Unterschiede zwischen den Systemen. Die Gründe sehen Stein-Bachinger *et al.* (2019) darin, dass der Aktionsraum der Vögel die Feldgröße übersteigt und daher mehrere Habitate genutzt werden und dass die räumliche Verteilung stark von Strukturelementen wie Hecken, Bäume, Flussufer geprägt wird (Freemark und Kirk 2001, Gabriel *et al.* 2010).

Der positive Effekt des Ökolandbaus auf die Diversität der Ackerbegleitflora kommt im Besonderen durch den Verzicht auf Herbizide (Armengot *et al.* 2013; Wilhelm 2016) und die geringere Kulturdichte aufgrund des Verzichts auf Mineraldünger (Ponce *et al.* 2011) zustande. Die größere Diversität der Ackerbegleitflora erhöht wiederum die Zahl der Habitate und die Nahrungsverfügbarkeit vieler weiterer Organismengruppen. Außerdem wird durch die Analyse die hohe Bedeutung von Strukturelementen und naturnahen Habitaten deutlich. Sind diese in ausreichender Menge vorhanden, ist die Agrobiodiversität hoch und wird durch die ökologische

Landwirtschaft zwar weiter gesteigert, der Einfluss des Anbausystems ist aber weniger stark (Rundlöf *et al.* 2008; Rundlöf und Smith 2006).

In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen wurde im Langzeit-Versuch DOK des Forschungsinstituts für biologischen Landbau (FiBL), der nicht in die Analyse des Thünen Instituts eingegangen ist, eine größere biologische Bodenaktivität und eine deutlich größere Diversität von Flora und Fauna in ökologischen Anbausystemen festgestellt (Mäder *et al.* 2002). Der Hauptunterschied zwischen den Anbausystemen lag in der Intensität des Pflanzenschutzes (der Pestizideinsatz im ökologischen Landbau war um 97 % reduziert). Insgesamt besteht in der Literatur Konsens, dass die Biodiversität in und um ökologische Anbausysteme höher ist als im konventionellen Landbau. Aus Europa liegen mindestens 300 Anbausystemvergleiche in teilweise langen Zeitreihen vor, welche seit 30 Jahren eine konstante Differenz von durchschnittlich 30 % mehr Arten im Ökolandbau zeigen (Niggli *et al.* 2016, Tuck *et al.* 2014, Hole *et al.* 2004, Bengtsson *et al.* 2005). Die positive Wirkung des ökologischen Landbaus auf die Diversität geht dabei über die bewirtschafteten Flächen hinaus und erstreckt sich auf die umgebende Landschaft. Gabriel *et al.* (2010) halten fest, dass in Landschaften mit einem hohen Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen die Artenvielfalt auch auf konventionellen Betrieben höher ist.

3.6 Tierwohl

3.6.1 Hintergrund

In Deutschland werden über 214 Millionen Nutztiere gehalten, hauptsächlich Rinder, Schweine und Geflügel (Tabelle 7). Diese sind von hoher wirtschaftlicher Relevanz. Insgesamt stammen etwa die Hälfte der landwirtschaftlichen Verkaufserlöse und der landwirtschaftlichen Wertschöpfung aus der Nutztierhaltung. Über 70 % aller Landwirtschaftsbetriebe halten Nutztiere (WBA 2015). Am bedeutsamsten ist dabei die Rinderhaltung (BMEL 2018). Die zentralen Entwicklungen sind dabei die Verschärfung des internationalen Wettbewerbs, der Anstieg der Bestandsgrößen und der Leistungen je Tier, der zunehmende Einsatz von Technik, die zunehmende regionale Konzentration der Tierhaltung sowie die sinkende gesellschaftliche Akzeptanz für die intensive Nutztierhaltung (BMEL 2017).

Tabelle 7: Nutztierhaltung in Deutschland

Tierart	Bestand (Mio.)	Betriebe	Schlachtung (Mio./Jahr)	Produktion	Anteil ökologischer Landbau
Rinder	12,3	121 000	3,6	1,2 Mio. t Fleisch	4 %
Davon Milchkühe	4,3			32,7 Mio. t Milch	2,5 %
Schweine	28	40 000	59	5,6 Mio. t Fleisch	< 0,4 %
Geflügel (70 % Haushuhn & Pute)	174	49 100	689	1,5 Mio. t Fleisch 14,3 Milliarden Eier	1 % 10,5 %

Quelle: BMEL (2017; 2018)

Die landwirtschaftlichen Nutztiere werden für die Gewinnung von Nahrung gezeugt, gehalten und geschlachtet. In dieser Sache wird von einer Minderheit der Bevölkerung der philosophische Standpunkt der Tierrechtsbewegung vertreten, der Nutztierhaltung als Ausbeutung komplett ablehnt, da diese immer mit Leiden verbunden sei (Kaplan 2019). Demgegenüber erfährt der

Standpunkt der Tierschutzbewegung breite gesellschaftliche Zustimmung. Demnach ist die Nutztierhaltung und das damit einhergehende nicht und kaum vermeidbare Leid (z.B. Schlachtung, Trennung von Jungtieren und Müttern) akzeptabel, wenn mit Tieren sorgsam und respektvoll umgegangen, innerhalb der Haltung ihr größtmögliches Wohlergehen angestrebt und alles nicht notwendige Leid vermieden wird (Tierschutzbund 2019). Das so definierte Wohlergehen der Nutztiere ist ein gesellschaftliches Ziel, welches durch gesetzliche Standards gewährleistet werden soll. Diese sind im Grundgesetz sowie im Tierschutzgesetz, der Tierschutz-Nutztierverordnung und der Tierschutztransportverordnung festgehalten (March *et al.* 2019). In der ökologischen Landwirtschaft wird zusätzlich versucht, das Tierwohl über umfangreiche Produktionsvorschriften sicherzustellen. Die EU-Öko-VO zielt dabei auf die Einhaltung hoher Tierschutzstandards und auf die Ermöglichung artspezifischer Verhaltensweisen (siehe Tabelle 1). Noch weiter in ihren Anforderungen bezüglich Tierwohl gehen die ökologischen Anbauverbände (siehe Kapitel 2.3.2).

Nach Fraser (2008) lässt sich das Tierwohl in drei Dimensionen untersuchen, welche teilweise miteinander in Wechselwirkung stehen: (1) Tiergesundheit; (2) die Ausübung natürlicher Verhaltensweisen und (3) emotionales Wohlbefinden. Das Wohl eines Nutztieres wird dabei direkt durch die Interaktion des Tieres mit seiner unmittelbaren Haltungsumwelt, durch die Qualität der Mensch-Tier-Beziehung und durch die Qualität des Betriebsmanagements bestimmt (Abbildung 13).

Abbildung 13: Eine gute Mensch-Tier Beziehung ist Voraussetzung für das Tierwohl



Quelle: FiBL

Zur Beurteilung des Tierwohls können Haltungs- und Managementbedingungen (z. B. Platzverfügbarkeit) sowie Zuchtmerkmale herangezogen werden. Diese ermöglichen jedoch für sich allein genommen noch keine vollständige Einschätzung, da lediglich eine Annahme getroffen wird, wie es den Tieren unter diesen Bedingungen geht und keine Messung stattfindet.

Darum müssen diese Indikatoren mit wissenschaftlich validierten, ergebnisbasierten, tierbezogenen Indikatoren kombiniert werden (WBA 2015; March *et al.* 2019). Beispiele sind Mortalitätsraten, Fruchtbarkeit oder Gliedmassengesundheit (Dimension Gesundheit), Aktivität oder Liegeverhalten (Dimension Verhalten) und Ausweichdistanz oder Stress (Dimension Emotionen) (March *et al.* 2019). Da solche praxistauglichen Indikatoren in weiten Teilen fehlen, wird weiter an ihrer Erarbeitung und Anwendung gearbeitet (March *et al.* 2019; BMEL 2017).

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBA) hat festgestellt, dass die gegenwärtige deutsche Nutztierhaltung das Tierwohl nicht gewährleistet (WBA 2015). Probleme bestehen in allen Bereichen der Haltung und Zucht sowie bei Transport und Schlachtung. In vielen Haltungssystemen (besonders in der Schweine- und Geflügelhaltung, der intensiven Rindermast und in Teilen der Milchviehhaltung) besteht weiterhin ein hohes Risiko von Schmerzen, Leiden und Schäden, da diese Systeme schmerzhaft Amputationen voraussetzen, ohne die es zu Kannibalismus und Verletzungen oder zu Mehraufwand und Mehrkosten kommen kann (siehe Tabelle 1). Ein Beispiel ist die weiterhin praktizierte betäubungslose Kastration von Ferkeln, welche mit erheblichem Leid und Schmerzen verbunden ist (Tierschutzbund 2019; voraussichtliches Verbot ab 2021). Meist sind auch die Chancen der Nutztiere, ein artgemäßes Verhalten auszuleben und positive Emotionen zu erleben, kaum vorhanden (WBA 2015). Die meisten Nutztiere verbringen ihre Lebenszeit ganzjährig im Stall, oftmals bei stark eingeschränkter Bewegungsfreiheit (Tierschutzbund 2019; BMEL 2018). Bei Rindern kommen Anbindehaltung und Kuhtrainer weiterhin zum Einsatz. Die meisten Schweine und Mastrinder leben auf Vollspaltenböden, was die Bewegungsfreiheit einschränkt und zu Klauenverletzungen und Lahmheit führt (Tierschutzbund 2019; WBA 2015). Sauen werden über lange Zeit fixiert und Ferkel in Ferkelkäfigen gehalten (BMEL 2018). Hohe Mastzunahmen in kurzer Zeit überlasten den Bewegungsapparat und das Herz-Kreislauf-System (Tierschutzbund 2019).

Diese und weitere Defizite ergeben sich teilweise durch Konflikte mit anderen betriebswirtschaftlichen und gesellschaftlichen Zielen. Dazu zählen die Wettbewerbsfähigkeit, der Umwelt- und Klimaschutz, Konflikte mit den Anwohnern und Anwohnerinnen und die Gesundheitsvorsorge (Jespersen *et al.* 2017; WBA 2015). In vielen Bereichen sind die Zielkonflikte jedoch geringer als allgemein angenommen und Tierschutz kann grundsätzlich durch staatliche Maßnahmen, branchenweite Selbstverpflichtungen und Nutzung der allgemeinen gesellschaftlichen positiven Einstellung gegenüber Tierwohl und Tierschutz sichergestellt werden (WBA 2015). Dass dies noch nicht in ausreichendem Maße geschieht, hat auch strukturelle Gründe: Die Unternehmensstrategie der deutschen Fleischwirtschaft ist fast durchgängig auf Kostenführerschaft ausgerichtet und Landwirte und Landwirtinnen wie Verarbeitungsunternehmen stehen unter hohem Marktdruck (WBA 2015). Insgesamt besteht wenig Spielraum für Innovationen. Die Arbeitsabläufe in Schlacht- und Verarbeitungsunternehmen sind stark determiniert. Zudem herrscht oft wenig Sensibilität von Unternehmen gegenüber öffentlicher Kritik (ebd.). Dies liegt auch daran, dass die teilweise pauschale gesellschaftliche Kritik mit ihrem Fokus auf die Betriebsgröße (Stichwort „Massentierhaltung“) an der Lebenswirklichkeit der beteiligten Akteure und Akteurinnen vorbeigeht (ebd.). Weiter besteht eine große Diskrepanz zwischen Verbraucher- und Bürgerperspektive: während Bürger und Bürgerinnen höhere Tierschutzstandards einfordern, zeigen Verbraucher und Verbraucherinnen ein preisorientiertes Einkaufsverhalten. Der WBA empfiehlt daher Leitlinien zur Verbesserung des Tierwohls, welche sich im finanziellen Spielraum der vorhandenen Zahlungsbereitschaft umsetzen lassen. Die Zukunftsstrategie des BMEL plant, die bestehenden Gegensätze abzubauen (BMEL 2017). Im Fokus stehen die Weiterentwicklung der gesetzlichen Rahmenbedingungen, ein Tierwohlmonitoring

(Indikatoren), eine Tierwohlkennzeichnung, Zucht- und Forschungsförderung sowie die Förderung der ökologischen Landwirtschaft.

Die ökologische Landwirtschaft hat aufgrund ihrer Prinzipien und Produktionsbestimmungen, in denen die artgerechte Haltung und Fütterung einen entscheidenden Stellenwert hat, erhebliches Potential, zum Tierwohl beizutragen (Sanders und Heß 2019). Gleichwohl bestehen auch in der ökologischen Tierhaltung Tierschutzprobleme, wie Anbindehaltung oder die Durchführung von nicht kurativen Amputationen (z. B. Enthornen) in einigen Betrieben (BMEL 2017). Neben der Haltungsform ist auch die Betriebs- bzw. Bestandsgröße ein Faktor für das Tierwohl, wenn auch nicht in dem Maße, wie es die öffentliche Debatte vermuten lässt. Dies vor allem aus logistischen oder infrastrukturellen Gründen, die nicht in allen Fällen eine artangemessene Verhaltensausbildung erlauben (WBA 2015). Ein entscheidender Faktor ist hingegen die Managementqualität, was sich auch in der hohen Variation der Betriebe hinsichtlich Tierwohl zeigt (March *et al.* 2019; WBA 2015).

3.6.2 Relevanz der Variable Tierwohl für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Insgesamt ist das Tierwohl eine Variable von hoher Relevanz für die Beurteilung der Nachhaltigkeit der Landwirtschaft, da diese für das Wohlergehen von Millionen Nutztieren hauptsächlich verantwortlich ist. Der Tierschutz ist als Staatsziel im Grundgesetz verankert: "Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung" (Artikel 20a Grundgesetz).

March *et al.* (2019) kommen in ihren Überlegungen zu dem Schluss, dass das Tierwohl nicht relativierbar ist. Das bedeutet, dass landwirtschaftliche Nutztiere unabhängig von ihrer Leistung dieselben Anforderungen an ihre Umwelt und an das Haltungsmanagement stellen. Deswegen halten die Autoren eine Zuordnung des jeweils (nicht) realisierten Tierwohls zu einer bestimmten Produktionsmenge für grundsätzlich nicht sinnvoll oder möglich.

Diese Überlegungen müssen jedoch ergänzt werden, da durch die Nutztierhaltung selbst ein solcher Produktionsmengenbezug hergestellt wird: Die Tiere werden in erster Linie zum Zwecke der Nahrungsmittelerzeugung gehalten und würden ohne diese nicht existieren. Die Nutzung der tierischen Erzeugnisse bewirkt allerdings eine unvermeidbare Beeinträchtigung des Tierwohls, die von der Gesellschaft als Begleiterscheinung der Erzeugung akzeptiert wird. Wieviel Leid pro Liter Milch ist nun also zumutbar? Ergibt sich ein höheres Tierwohl, wenn weniger Tiere unter schlechteren Bedingungen oder wenn viele Tiere unter weniger schlechten Bedingungen dieselbe Menge Milch erzeugen? Da die wenigen Tiere unter schlechteren Bedingungen das Leid der anderen Tiere nicht beeinflussen (da diese dann ja nicht existieren), macht es wenig Sinn, das Leid auf wenige Tiere zu konzentrieren. Deswegen sollte innerhalb der Nutztierhaltung das Wohl jedes Individuums maximiert werden.

3.6.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf das Tierwohl

March *et al.* (2019) in Sanders und Heß (2019) untersuchten in ihrer Literaturanalyse Teilindikatoren in den Dimensionen Gesundheit, Verhalten und Emotionen in 67 Studien, mit einem Fokus auf die Rinderhaltung (Tabelle 8). Aufgrund der sich aus der Literatur ergebenden großen Menge von Teilindikatoren war die Zahl der auswertbaren Vergleiche jeweils beschränkt.

Tabelle 8: Hauptindikatoren im Bereich Tierwohl Sanders und Heß (2019)

Gesundheit	Verhalten	Emotionen
Eutergesundheit	Aktivität	Ausweichsdistanz
Stoffwechselkrankheiten	Liegeverhalten	Schmerzausschaltung bei Enthornung
Gliedmaßen- & Klauengesundheit, Integumenschäden	Schwanzbeißen	Stress, Angst
Fruchtbarkeit und Reproduktion		
Mortalitäts- & Abgangsraten		
Sonstige Aspekte		

Quelle: Sanders und Heß (2019)

Bei den Milchkühen beschäftigten sich 28 Studien (109 Vergleichspaare) mit der Eutergesundheit. Diese unterschied sich in den meisten Fällen nicht zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben (N = 56 Vergleiche), war aber etwas häufiger besser in ökologischen Betrieben (N = 32 Vergleiche) als in konventionellen Betrieben (N = 21 Vergleiche). Dies stimmt mit den Ergebnissen der Metaanalyse von van Wagenberg *et al.* (2017) über 52 Publikationen überein, die ebenfalls eine verbesserte Eutergesundheit in der ökologischen Landwirtschaft dokumentierte. Stoffwechselkrankheiten waren vergleichbar häufig in konventionellen Betrieben (N = 11 Vergleiche) und ökologischen Betrieben (N = 9 Vergleiche). Etwas deutlicher war der Vergleich der Gliedmaßen- und Klauengesundheit und Integumentschäden (Verletzungen der äußeren Körperhülle): neun von zwölf Vergleichsstudien zeigten deutliche Vorteile der ökologischen gegenüber der konventionellen Milchviehhaltung. Hingegen war die Parasitenbelastung meist größer in ökologischen Milchviehbetrieben (60 % von 5 Vergleichen), was sich durch den häufigeren Weidegang und den zurückhaltenden Einsatz von Entwurmungsmitteln erklären lässt (March *et al.* 2019). Keine generellen Unterschiede zeigten sich im Bereich Fruchtbarkeit und Reproduktion (N = 30 Vergleiche), wobei die Behandlungsinzidenzen etwas vorteilhafter in der ökologischen Landwirtschaft und die Zwischenkalbezeiten etwas vorteilhafter in der konventionellen Landwirtschaft waren. Der Vergleich von Mortalitätsraten, Abgangsraten und Schlachalter zeigte häufiger Vorteile für die ökologische Landwirtschaft (N = 20) als für die konventionelle (N = 9).

In der Dimension Verhalten ist eigentlich davon auszugehen, dass in der ökologischen Landwirtschaft mehr Möglichkeiten zum Ausleben arteigenen Verhaltens bestehen (Platzvorgaben, Auslauf- und Weidegang, Einstreu etc.). Dieses Potential wird jedoch nicht von allen Betrieben genutzt: March *et al.* (2019) fanden drei Studien zu Verhaltensindikatoren, bei denen sich insgesamt kein Unterschied zwischen den Haltungsformen zeigte. Eine Studie, die sich mit Indikatoren zu Emotionen beschäftigte, fand hingegen Vorteile in der ökologischen Haltung (Brinkmann *et al.* 2017): weniger schmerzhaftes Managementmaßnahmen, eine bessere Mensch-Tier-Beziehung und ein erhöhtes emotionales Wohlbefinden. Insgesamt zeigt sich also die Bedeutung des betriebsindividuellen Managements für die Gesundheit, das Verhalten und das emotionale Wohlbefinden von Milchkühen. In den Dimensionen Emotionen (bei schwacher Datenlage) und Gesundheit (hier allerdings tendenziell höheres Befallsrisiko mit Weideparasiten) weist die ökologische Tierhaltung etwas bessere Werte auf als die konventionelle Tierhaltung.

Bei den Aufzuchtkälbern zeigten sich keine Unterschiede bezüglich der Gesundheit zwischen den ökologischen und konventionellen Haltungssystemen. Auch hier ist das betriebsindividuelle Management maßgeblich. Bisher ist die Dimension Verhalten nicht und die Dimension Emotionen kaum untersucht (N = 2 Studien zur Beeinträchtigung des Tierwohls durch Enthornung). Von diesen zwei Studien zeigen Ergebnisse aus Nordrhein-Westfalen und Mecklenburg-Vorpommern von insgesamt 115 Betrieben, dass 57 % der ökologischen Betriebe und 99 % der konventionellen Betriebe ihre Kälber enthornen (Brinkmann *et al.* 2017). Alle ökologischen Betriebe führten den Eingriff unter Betäubung durch; 23 der 26 ökologischen Betriebe verabreichten zusätzlich Schmerzmittel. Hingegen nutze jeweils nur die Hälfte der enthornenden konventionellen Betriebe Betäubungs- oder Schmerzmittel (Brinkmann *et al.* 2017). Es ist also (bei einer schwachen Datenlage) davon auszugehen, dass in der Praxis der ökologischen Haltung von Aufzuchtkälbern weniger Leid durch Enthornung verursacht wird.

Sehr dürftig ist auch die Datenlage zum Tierwohl in der Haltung von Mastrindern, auf deren gesundheitliches Wohl nur indirekt über die Analyse von geschlachteten Tieren geschlossen werden konnte (N = 2 Studien). Die Parasitenbelastung war in der ökologischen Landwirtschaft höher, Gliedmaßenveränderungen und Arthritis hingegen reduziert. In einer dritten Studie, in der hauptsächlich Mutterkuhbetriebe untersucht wurden, konnten keine wesentlichen Unterschiede bzgl. Mortalität und Behandlungsinzidenzen festgestellt werden. Lediglich Behandlungsinzidenzen von Fruchtbarkeitsstörungen (Nachgeburtverhalten, Schweregeburten, Kaiserschnitte und Infektionen post partum) waren bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben signifikant niedriger (March *et al.* 2019). In der Tendenz bestätigen sich also die Befunde zu Milchkühen. Zu Verhalten und Emotionen von Mastrindern liegen keine Vergleichsstudien vor.

Bei Schweinen (N = 8 Studien) zeigte sich eine höhere Parasitenbelastung und eine geringere Lahmheitsprävalenz in der ökologischen Landwirtschaft. Studien zu Schlachthofbefunden fanden keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Wirtschaftsweisen bezüglich körperlicher Veränderungen der Schlachtkörper, was wiederum die Bedeutung des betriebsindividuellen Managements für die Tiergesundheit verdeutlicht. In den Dimensionen Verhalten und Emotionen lassen die haltungsbezogenen Vorgaben zur Schweinehaltung in der ökologischen Landwirtschaft ein gesteigertes Wohlbefinden erwarten. Die vorhandenen Studien (N = 2) zeigen übereinstimmend ein reduziertes Auftreten von Schwanzspitzenläsionen in der ökologischen Landwirtschaft.

Beim Geflügel zeigte sich bei ebenfalls dünner Datenlage (N = 6 Studien) insgesamt etwas häufiger eine bessere Gesundheit in konventionellen Betrieben (36 % von 28 Vergleichen) als in ökologischen Betrieben (29 % der Vergleiche). Parasitenbelastung (N = 2 Studien) und Mortalität (N = 2 Studien) waren entweder nicht unterschiedlich oder schlechter in der ökologischen Landwirtschaft. Beeinträchtigungen im Brustbereich waren in der konventionellen Haltung von Puten und Masthühnern seltener (50 % der Vergleiche zeigten eine geringere Inzidenz von Beeinträchtigungen in der konventionellen Landwirtschaft) als in der ökologischen Landwirtschaft (25 % der Vergleiche zeigten eine geringere Inzidenz von Beeinträchtigungen). Lahmheit und Veränderungen am Sprunggelenk sind hingegen in der ökologischen Landwirtschaft seltener (50 % der Vergleiche zeigten eine geringere Inzidenz in der ökologischen Landwirtschaft) als in der konventionellen Landwirtschaft (38 % der Vergleiche zeigten eine geringere Inzidenz). Betriebserhebungen (N = 1 Studie) zeigen ferner geringere Verschmutzungsgrade und selteneres Auftreten von Bauchwassersucht bei Masthühnern aus ökologischer Haltung (81 % der Vergleiche). Zu den Dimensionen Verhalten und Emotionen liegen drei Studien vor. Diese zeigen Vorteile der ökologischen Haltung bezüglich *Welfare Scores*, Aktivität, Stress und Angst sowie des Befindens insgesamt.

March *et al.* (2019) fanden zudem 5 Vergleichsstudien zur Gesundheit von Schafen und Ziegen. Insgesamt zeigten sich keine Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Haltung. Eine Studie ergab eine geringere Lämmersterblichkeit in der ökologischen Landwirtschaft (100 % der 2 Vergleiche). Aus zwei Studien ergab sich eine geringere Parasitenbelastung von Mutterschafen und Lämmern und ein geringerer Befall von Schafen mit Lungenwürmern in der ökologischen Landwirtschaft, jedoch ein höherer Prozentsatz an Tieren mit Leberschäden aufgrund anderer parasitärer Erkrankungen. Die Körperkondition war bei Mutterschafen und Lämmern ebenfalls geringer in der ökologischen Landwirtschaft. Eine Studie zeigte insgesamt positivere Befunde von Schlachtkörpern in der ökologischen Landwirtschaft. Keine Unterschiede zeigten sich beim Abgangsalter und Integumentschäden (N = jeweils eine Studie). Die eine Studie, die sich mit der Gesundheit von Ziegen befasste, fand ebenfalls keine Unterschiede.

In der Gesamtschau wird deutlich, dass das Tierwohl in erster Linie von der Qualität des individuellen Betriebsmanagements beeinflusst wird. Es liegt gegenwärtig ein eklatanter Mangel an fachwissenschaftlichen Daten zu Tierverhalten und emotionalem Befinden vor. Die vorhandenen Studien zeigen für alle Tierarten einen tendenziell höheren Parasitenbefall in der ökologischen Landwirtschaft (abgesehen von Schafen und Ziegen), eine bessere Euter- und Gliedmassengesundheit und ein besseres emotionales Befinden von Milchkühen, ein besseres emotionales Befinden von Aufzuchtältern (weniger und weniger schmerzhaftes Enthornungen), eine geringere Mortalität und eine höhere Gliedmassengesundheit bei Mastrindern und geringere Lahmheit und Schwanzspitzenläsionen bei Schweinen. Defizite bestehen in der ökologischen Haltung von Geflügel. Damit zukünftig wirklich aussagekräftige Informationen über die Tierwohleinstellungen landwirtschaftlicher Haltungssysteme generiert werden können, müssen zusätzliche tierbezogene Indikatoren erarbeitet und ausgewertet werden - vor allem in den Dimensionen Verhalten und Emotionen.

3.7 Gesundheitliche Aspekte der Landwirtschaft

3.7.1 Hintergrund

Die Gesundheitsberichterstattung des Bundes am Robert Koch-Institut informiert regelmäßig über den aktuellen Stand und die Entwicklung der Gesundheit in der Bevölkerung (Robert Koch-Institut 2016).

Im Laufe der letzten 150 Jahre haben in den westlichen Ländern Infektionskrankheiten als Krankheits- oder Todesursache an Bedeutung verloren. Auch in Deutschland sind die nicht-übertragbaren Krankheiten des Herz-Kreislauf-Systems (39,7 % der Sterbefälle) sowie Krebserkrankungen (25 %) die häufigsten Todesursachen, gefolgt von Krankheiten des Atmungssystems (7,3 %), Krankheiten des Verdauungssystems (4,5 %) sowie Verletzungen und Vergiftungen (3,8 %). Neben den Sterbefällen kommen chronische Erkrankungen wie Diabetes, Muskel- und Skeletterkrankungen oder Allergien sowie Infektionskrankheiten hinzu. Dabei zeigen sich Unterschiede zwischen Männern und Frauen. In Deutschland gewinnen psychische Störungen im Bereich der öffentlichen Gesundheit zunehmend an Bedeutung.

Nichtübertragbaren Krankheiten liegen multifaktorielle Ursachen und komplexe Wechselwirkungen zwischen Personen und ihrer Umgebung zu Grunde. Gemäß Gesundheitsbericht resultiert die Anfälligkeit für Erkrankungen oder gesundheitsbeeinträchtigende Einflüsse immer aus individuellen Merkmalen (z. B. Geschlecht, Alter, ethnische Zugehörigkeit, genetische Veranlagung) und dem Vorhandensein von gesundheitlichen Schutzfaktoren (etwa emotionale Belastbarkeit). Diese wirken zusammen mit

sozialen, ökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen (wie Einkommen, Bildungsniveau, Lebens- und Arbeitsbedingungen; Robert Koch-Institut 2016).

Gemäß der Studie hat der Komplex „Ernährung“ aber die größte Bedeutung für die Krankheitslast. Die Ernährung hat auch einen entscheidenden Einfluss auf unsere Gesundheit und unser Wohlbefinden, wobei die nicht an den Bedarf angepasste Ernährungsweise im Vordergrund steht (zu süß, zu fettig, zu viel). Außerdem spielt Essen eine wichtige Rolle im sozialen und kulturellen Kontext und trägt in der Regel bedeutend zum Wohlbefinden bei.

Das Internationale ExpertInnengremium für nachhaltige Ernährungssysteme (IPES-Food) führt neben dem Faktor ungesundes Ernährungsverhalten weitere Schlüsselkanäle an, über die das Landwirtschafts- und Ernährungssystem die Gesundheit beeinflusst: (1) Gefährdungen am Arbeitsplatz (betrifft die Beschäftigten), (2) Umweltverschmutzung, (3) verunreinigte, unsichere und veränderte Lebensmittel und (5) Ernährungsunsicherheit (IPES-Food 2017). Im Folgenden erläutern wir diese Schlüsselkanäle und diskutieren mögliche Effekte der Anbausysteme.

3.7.1.1 Gefährdungen am Arbeitsplatz

Die Gefährdungen am Arbeitsplatz in der Landwirtschaft betreffen ca. 940 000 Beschäftigte, darunter Familienarbeitskräfte, Angestellte und Saisonarbeitskräfte (BMEL 2018). Gefährdungen können u.a. durch akute und chronische Risiken der Pflanzenschutzmittelexposition, Verletzungen und Unfälle sowie diverse Stressfaktoren entstehen (IPES-Food 2017).

Akute und chronische Risiken der Pestizidexposition

Für berufliche Anwender bestehen potentiell Expositionsrisiken bei der aktiven Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln, besonders bei bewusstem oder unbewusstem Nichteinhalten der vorgeschriebenen Schutzmaßnahmen, was auch durch unvollständige, widersprüchliche oder schwer verständliche Sicherheitshinweise zustande kommen kann. Ein Beispiel ist das in Deutschland am häufigsten verkaufte Pflanzenschutzmittel Glyphosat bzw. Marktprodukte, die Glyphosat enthalten (BVL 2018). Es steht im Verdacht in hohen Dosierungen krebserregend zu sein (IARC 2015), wobei das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) bei realen Anwendungsmengen nicht von einem erhöhten Risiko von Glyphosat ausgehen. Hier gilt es zu beachten, dass die Internationale Agentur für Krebsforschung (IARC) immer auch die Marktprodukte und ihre Wirkung auf die Gesundheit mitein schloss und nicht nur den Wirkstoff Glyphosat. Eine aktuelle Analyse aus den USA untersuchte speziell professionelle Anwender und Anwenderinnen, die routinemäßig direkten Hautkontakt mit dem Herbizid haben und kommt zu dem Schluss, dass diese Menschen ein um 0,8 Prozentpunkte erhöhtes Risiko für die Krebsart Non-Hodgkin-Lymphom haben (Zhang *et al.* 2019). Dies entspricht einem Anstieg von 41 % gegenüber dem Basisrisiko in der Bevölkerung. Insgesamt verdeutlicht die Studie die Bedeutung einer geeigneten Schutzausrüstung. Weitere, allgemeinere Untersuchungen fanden keinen solchen Effekt (Andreotti *et al.* 2018).

Es gibt allerdings Hinweise, dass die langfristige und regelmäßige Anwendung von Pflanzenschutzmitteln bei Landwirten und Landwirtinnen zu Allergien, Krebserkrankungen (inkl. Non-Hodgkin-Lymphom, Prostatakrebs, Multiple Myeloma), neurologischen Erkrankungen wie Alzheimer und Parkinson sowie Störungen des Hormonhaushalts und der kognitiven Fähigkeiten führen kann (Bouchardy *et al.* 2002; Mackenzie-Ross *et al.* 2013; van der Mark *et al.* 2011; Zaganas *et al.* 2013). Besonders gefährdet sind auch Ungeborene und Säuglinge, die Pflanzenschutzmitteln ausgesetzt sind. Für sie besteht vermutlich ein erhöhtes Risiko autistischer Erkrankungen, weswegen schwangere Landwirtinnen vom Umgang mit

Pflanzenschutzmitteln absehen sollten (von Ehrenstein *et al.* 2019). Insgesamt kann also nicht ausgeschlossen werden, dass für Anwender und deren Umfeld Gefahren von Pflanzenschutzmitteln ausgehen. In der ökologischen Landwirtschaft ist die Exposition gegenüber Pflanzenschutzmitteln und anderen Chemikalien erheblich reduziert (Reganold und Wachter 2016), was potentielle Risiken reduziert und daher die Gesundheit der Beschäftigten sicher schützt.

Verletzungen und Unfälle

Die Landwirtschaft gehört zu den Tätigkeiten, welche durch überdurchschnittlich hohe Unfallrisiken gekennzeichnet sind (Robert Koch-Institut 2016). Uns sind allerdings keine Vergleichsstudien bekannt, welche den Einfluss des Anbausystems auf Verletzungen und Unfälle untersuchen, weswegen wir hierzu keine Aussage machen können.

Emotionale Stressfaktoren und Suizide

Das emotionale Wohlbefinden hat einen wichtigen Einfluss auf die Gesundheit und kann von zahlreichen Faktoren negativ beeinflusst werden. Zu diesen Faktoren gehören auch Risikofaktoren für psychische Krankheiten und Suizidalität, die in der Landwirtschaft besonders zum Tragen kommen und letztlich in einer gegenüber der Gesamtbevölkerung erhöhten Suizidrate zum Ausdruck kommen (Klingelschmidt *et al.* 2018). Eine amtliche Statistik, die eine erhöhte Selbstmordrate von Landwirten und Landwirtinnen in Deutschland belegen würde, ist uns nicht bekannt, es gibt aber wissenschaftliche Ergebnisse aus Nachbarländern, die sich auf die Situation in Deutschland übertragen lassen. Forschende der Berner Fachhochschule untersuchten das Thema in der Schweiz und dokumentierten ein um 37 % höheres Suizid-Risiko von Betriebsleitern im Vergleich zu anderen Schweizer Männern aus ländlichen Gemeinden (Jurt *et al.* 2018). Wichtige Gründe waren die hohe Arbeitsbelastung, Zukunftsängste, ökonomische Schwierigkeiten und die dadurch in Frage gestellte Rolle als Mann/Maskulinität, Nachfolgeprobleme und Einsamkeit. Auch in Frankreich ist die Selbstmordrate von Landwirten und Landwirtinnen um 20 % höher als die der Allgemeinbevölkerung, bei den Milcherzeugern und -erzeugerinnen sogar um 30 % höher (Bossard *et al.* 2016). In dieser Studie wurde die höchste Zahl an Selbstmorden in den Monaten beobachtet, in denen die Milchpreise Tiefststände erreichten, was auf eine Schlüsselrolle der Einkommensunsicherheit hindeutet.

In Deutschland zählen landwirtschaftliche Haushalte meist nicht zu den sozial Schwächsten der Gesellschaft, wobei finanzielle Probleme häufiger bei abhängig Beschäftigten bestehen können (WBA 2015). Das Einkommen von Arbeitskräften in der konventionellen und in der ökologischen Landwirtschaft liegt über dem bundesweiten Durchschnittseinkommen (Statista 2019a), mit generell höheren Einkommen in der ökologischen Landwirtschaft (Tabelle 1; BMEL 2019c; Crowder und Reganold 2015). Relevanter als dieser Unterschied ist allerdings die geringere Volatilität der Einkommen im ökologischen Landbau. Beispielsweise sind die Preise für Rohmilch in den letzten Jahren in der ökologischen Landwirtschaft auf hohem Niveau stabil geblieben, während die Preise für Rohmilch in der konventionellen Landwirtschaft 2014/15 und 2015/16 einbrachen (BMEL 2019c). Diese Stabilität und die höhere Wertschätzung der ökologischen Landwirtschaft in der Gesellschaft kann ein Indiz dafür sein, dass Landwirte und Landwirtinnen in der ökologischen Landwirtschaft ein höheres emotionales Wohlbefinden haben und daher möglicherweise weniger von Suiziden betroffen sind. Wissenschaftliche Ergebnisse oder Daten hierzu gibt es jedoch nicht. Eventuell spielen auch die Anbauverbände und der damit verbundene Austausch und Zugang zu Wissen, Vermarktungshilfe, Partizipation und Mitbestimmung eine Rolle.

3.7.1.2 Umweltverschmutzung und Umweltveränderung

Pflanzenschutzmittel sind in der Umwelt prävalent: sie werden sowohl in zu hohen Konzentrationen in Gewässern und im Grundwasser nachgewiesen (LAWA 2015; Stehle und Schulz 2015; Schreiner *et al.* 2016; Malaj *et al.* 2014) als auch in landwirtschaftlichen Böden, wo sie viele Jahre verbleiben (Chiaia-Hernandez *et al.* 2017; Silva *et al.* 2019; Hvězdová *et al.* 2018). Pflanzenschutzmittel befinden sich auch in der Luft und verbreiten sich je nach Wirkstoff lokal oder kilometerweit, dies bei ggf. jahrelanger Persistenz (Hofmann und Schlechtriemen 2015; Ferrario *et al.* 2017). Da davon ausgegangen werden kann, dass Menschen mit diesen Pflanzenschutzmitteln in Kontakt kommen, besteht ein relevantes gesundheitliches Risiko. So zeigen von Ehrenstein *et al.* (2019) etwa, dass Mütter, die innerhalb eines 2 km-Radius von Flächen, die mit PSM behandelt werden, leben, ein erhöhtes Risiko haben, Kinder mit einer Autismus-Spektrumsstörung zu bekommen. Die hohe Belastung der Gewässer mit Nitrat hat zur Folge, dass in Deutschland bei 28 % der Messstellen das Grundwasser nicht ohne weiteres als Trinkwasser genutzt werden kann, da der Grenzwert von maximal 50 mg/l Nitrat überschritten wird (UBA 2017; BMUB und BMEL 2017; vgl. Kapitel 3.3). Hohe Nitratbelastungen im Trinkwasser können bei Säuglingen zu einer Säuglingszyanose führen. Bei Säuglingen in einem Alter unter drei bis sechs Monaten kommt es aufgrund des weniger sauren Magenmilieus zu einer Besiedelung mit anderen Bakterien als bei Erwachsenen. Dadurch kann es zu einer Reduktion des Nitrats zu Nitrit kommen. Gelangt das Nitrit wiederum ins Blut, oxidiert Hämoglobin zu Methämoglobin, welches keinen Sauerstoff binden kann, wodurch es zu einer reduzierten Sauerstoffaufnahme kommt (Säuglingszyanose; UBA 2018c).

In Deutschland stammen Ammoniakemissionen zu 95 % aus der Landwirtschaft. Diese bei der Tierhaltung entstandenen Ammoniakemissionen schädigen nicht nur die Biodiversität, sondern tragen auch zur Bildung von Feinstaub bei. Feinstaub stellt eine ernstzunehmende Gesundheitsbelastung dar, da er in die Lunge eindringen kann und asthmatische Erkrankungen verursachen bzw. verstärken kann (UBA 2017).

Antimikrobielle Resistenzen

In der EU ist der vorbeugende Einsatz von Antibiotika in der Nutztierhaltung verboten. Doch der durch die Produktionssysteme verursachte, teilweise nicht sachgemäße Einsatz von Antibiotika und die Häufigkeit der Behandlungen führen zur Selektion und stetigen Zunahme von Keimen, die gegen antimikrobielle Behandlungen resistent sind. Diese Entwicklung ist auch relevant für Humanpathogene und stellt ein zunehmendes Risiko für die öffentliche Gesundheit dar. So sterben in Europa jährlich 33 000 Menschen, weil Antibiotikabehandlungen zu wenig/nicht mehr wirksam sind (Cassini *et al.* 2019). Dem kann nur durch einen One-Health-Ansatz begegnet werden, der den Antibiotikaeinsatz in der Human- und Veterinärmedizin gleichermaßen reduziert und die Übertragungswege berücksichtigt (Abbildung 14).

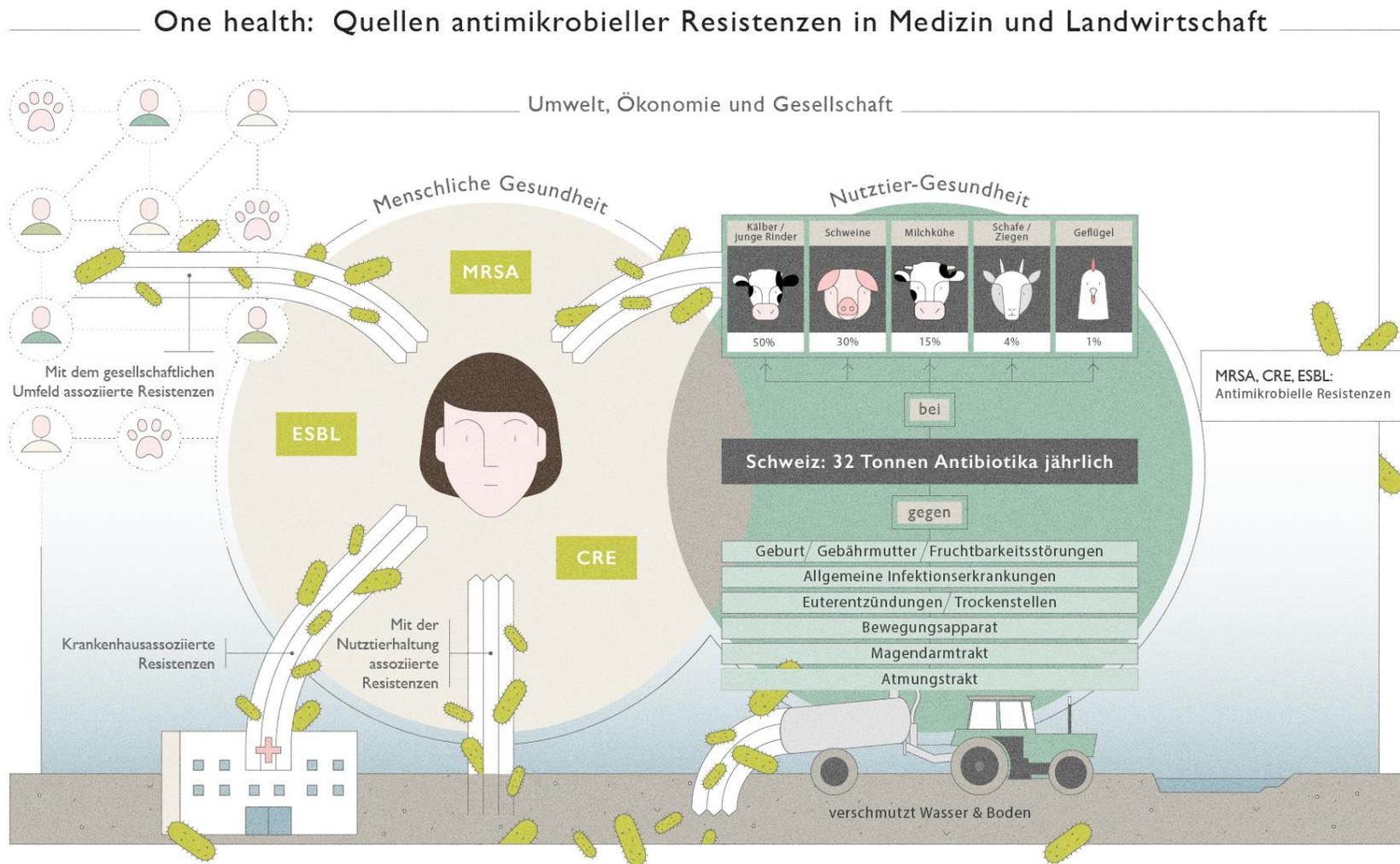
Der überwiegende Teil der landwirtschaftlich genutzten Antibiotika sind Arzneimittelvormischungen für die Behandlung von Infektionskrankheiten bei Jungtieren, speziell des Verdauungstraktes, der Atemwege von Kälbern und Ferkeln sowie Antibiotika zur Behandlung von Milchkühen. Hier werden Antibiotika zur Behandlung des Euters, der Klauen und der Gebärmutter eingesetzt sowie als Trockensteller (Antibiotika, die nach der Laktation ins Euter gespritzt werden). Bei jeder Behandlung können durch Mutationen der Keime Resistenzen entstehen, welche in der Population zunehmen, da die nicht-resistenten Keime durch wiederholte Arzneimittelanwendungen gehemmt werden. Resistente Organismen, Resistenzgene und Antibiotikarückstände in nicht abgelieferter Milch, die zur Gülle gemischt wird, können über Gülle und Stallabwässer in die Umwelt gelangen und Gewässer und Boden verschmutzen. Dort können sich die resistenten Organismen bzw. die Resistenzgene

weiterverbreiten und es entstehen weitere Resistenzen, falls die Keime den antibiotischen Wirkstoffen weiter ausgesetzt sind. Besonders besorgniserregend sind Hypothesen, nach denen auch die Anwendung von Herbiziden die Entwicklung von Antibiotikaresistenzen verstärken kann.

Antibiotische Wirkstoffe werden teilweise kaum verstoffwechselt und gelangen daher auch über Kläranlagen in Gewässer und potentiell durch Klärschlamm in die Böden (Kreuzing 2015). Wasser und Boden bilden so einen kontinuierlich gespeisten Resistenzpool. Zu den Menschen gelangen die resistenten Keime über das gesellschaftliche Umfeld, die Krankenhäuser und den Kontakt mit der Umwelt sowie über den Konsum von tierischen Produkten oder Gemüse, falls in der Produktion Gülle bzw. Wasser eingesetzt wurden, die resistente Keime enthalten. Relevante Keime sind beispielsweise MRSA (Methicillin-resistente Bakterien der Art *Staphylococcus aureus*), CRE (Carbapenem-resistente Enterobacteriaceae) und ESBL (Extended-Spectrum beta-Lactamase Bildner).

Der Einsatz von Tierarzneimitteln und die Behandlungsinzidenzen mit Antibiotika sind in der ökologischen Landwirtschaft deutlich niedriger als in der konventionellen (Sanders und Heß 2019; Tabelle 1). Stattdessen liegt der Fokus auf präventiven Maßnahmen, wie einer artgerechten Haltung, Fütterung und Leistung sowie alternativen Methoden und einer guten Mensch-Tierbeziehung (Ivemeyer *et al.* 2012; Vaarst *et al.* 2012). In ihrer vergleichenden Untersuchung der Eutergesundheit von Milchkühen zeigen March *et al.* (2019), dass die Mastitisbehandlungsraten in ökologischen Betrieben meist niedriger sind. Die geringe Zahl der Behandlungen führt zu einem geringeren Aufkommen von Antibiotikaresistenzen. March *et al.* (2019) verweisen auf eine deutschlandweite Querschnittsstudie (Heine *et al.* 2011), die ein deutlich geringeres Vorkommen von MRSA in ökologisch wirtschaftenden Schweinehaltungsbetrieben festgestellt hat. Weiterhin ergab eine Untersuchung, dass ökologische Hühner- und Schweinefleischprodukte ein um 33 % niedrigeres Risiko einer Kontamination mit antibiotikaresistenten Keimen aufweisen als konventionelle Alternativen (Smith-Spangler *et al.* 2012). Demnach leistet die ökologische Landwirtschaft mit dem Fokus auf Tiergesundheit, Tierwohl und angepasster Leistung einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Wirksamkeit unerlässlicher Arzneimittel. Hier spielt auch Wissen, Beratung und Ausbildung eine wichtige Rolle.

Abbildung 14: One health - Quellen antimikrobieller Resistenzen in Medizin und Landwirtschaft



MRSA, ESBL und CRE sind Keime, welche Tiere und Menschen befallen und gegen relevante Antibiotika resistent sind

Quelle: FiBL (Zeichnung: Clément Tondoux)

3.7.1.3 Lebensmittel, Ernährung und Ernährungsunsicherheit

Die Ernährung hat einen entscheidenden Einfluss auf unsere Gesundheit und unser Wohlbefinden. Aufgrund des verfügbaren reichhaltigen und relativ preiswerten Lebensmittelangebots ist die Nahrungs- und Nährstoffversorgung in Deutschland ausreichend, die Ernährungssicherheit also gegeben (Robert Koch-Institut 2016). Die Ernährungsweise vieler Personen ist jedoch nicht optimal, vor allem in sozial benachteiligten Schichten, was vielfach zu Übergewicht und Adipositas führt (ebd.). Besonders gefährdet sind auch hier Kinder und Jugendliche. Insgesamt ist es für eine gesundheitsfördernde Ernährung wichtig, dass Lebensmittel frei von Schadstoffen sind und einen hohen Nährstoffgehalt inklusive Mikronährstoffen haben. Lebensmittel aus ökologischer Landwirtschaft haben einige Qualitäten, die zu solch einer gesundheitsfördernden Ernährung beitragen. Bestrebungen im ökologischen Landbau, die Ernährung der Tiere an die regional zur Verfügung stehende Futterfläche anzupassen, reduziert die Menge der produzierten tierischen Produkte sowie die mit der Produktion verbundenen negativen Auswirkungen auf die Gesundheit wie Ammonium-Emissionen oder Stickstoffverluste. Eine Tierhaltung, die sich an Tierwohl und angepasster Leistung orientiert verbessert die Tiergesundheit und reduziert die veterinärmedizinischen Behandlungen. Wie zahlreiche Studien und Metaanalysen belegen, enthalten sie deutlich weniger wertmindernde Inhaltsstoffe als konventionelle Lebensmittel, wie Nitrat, Schwermetalle oder Rückstände von synthetischen Pflanzenschutzmitteln (Bickel und Rossier 2015; Smith-Spangler *et al.* 2012; Barański *et al.* 2014; Pussemier *et al.* 2006). Auch zeigen Studien, dass Kinder, die konventionell produzierte Lebensmittel essen, einen signifikant höheren Gehalt an Organophosphatmetaboliten in ihrem Urin haben als Kinder, die überwiegend ökologisch produzierte Lebensmittel essen (Curl *et al.* 2003; Lu *et al.* 2005). Welche Auswirkungen die Pflanzenschutzmittelrückstände auf die menschliche Gesundheit haben ist indes nicht vollständig geklärt (Smith-Spangler *et al.* 2012). Umwelt- und Lebensmittelverarbeitungs-kontaminanten sind sowohl in organischen als auch in konventionellen Produkten enthalten (Pussemier *et al.* 2006). Allgemein enthalten ökologische Lebensmittel nur eine begrenzte Anzahl von Zusatzstoffen und Verarbeitungshilfsstoffen, also künstliche Aromen und Farbstoffe. Im Vergleich zu konventionellen Lebensmitteln ist die Zahl der möglicherweise vorkommenden verwendeten Stoffe also geringer (BMEL 2019d).

Reganold und Wachter (2016) diskutieren in ihrem Review die Literatur zu Nährstoffgehalten von ökologischen und konventionellen Lebensmitteln ausführlich anhand von 15 Rezensionen und Meta-Analysen. Sie stellen fest, dass während drei Analysen keine Unterschiede fanden, 12 Analysen Belege liefern, dass ökologische Lebensmittel nährstoffreicher sind (z.B. höhere Konzentrationen von Vitamin C, Gesamt-Antioxidantien und Omega-3-Fettsäuren, oder höhere Verhältnissen von Omega-3 zu -6). Es ist also davon auszugehen, dass der Nährstoffgehalt ökologischer Lebensmittel über dem der konventionellen Lebensmittel liegt. Inwieweit die gefundenen Unterschiede ernährungsphysiologisch bedeutsam sind, wird dabei weiterhin diskutiert (Smith-Spangler *et al.* 2012; Meemken und Qaim 2018). Weiterhin liegen Belege vor, dass Menschen, die sich hauptsächlich mit ökologischen Lebensmitteln ernähren, insgesamt einen gesünderen Ernährungsstil haben, da sie mehr Gemüse, Obst und Hülsenfrüchte aber weniger Fleisch konsumieren als sich konventionell ernährende Menschen (Treu *et al.* 2017). Allerdings kann aus diesem Zusammenhang selbstverständlich nicht auf ein kausales Verhältnis geschlossen werden.

Insgesamt bietet die ökologische Landwirtschaft den Beschäftigten gesündere Arbeitsbedingungen und damit verbunden mehr Zufriedenheit, führt zu weniger Umweltverschmutzung und produziert generell eher vielfältigere und rückstandsarme Lebensmittel. Für das Wohlbefinden des Menschen ist eine Diversität an Lebensmitteln,

Landschaften und Lebensräumen notwendig. Durch die mehrjährigen Fruchtfolgen kann diese Vielfalt an Produkten, Strukturen und Lebewesen unterstützt und erhalten werden.

3.7.2 Relevanz der Variable Menschliche Gesundheit für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Die WHO (2019) nennt als die 10 weltweiten Hauptrisikofaktoren für die menschliche Gesundheit: Luftverschmutzung und Klimawandel, nicht-übertragbare Krankheiten, Grippe, fragile und anfällige Lebensumfelder (Dürre, Hungersnot, Konflikte und Vertreibungen etc.), antimikrobielle Resistenzen, Ebola und andere hochgefährliche Krankheitserreger, schwache medizinische Grundversorgung, Impfgegnerschaft, Dengue und HIV. Dies zeigt, dass insbesondere der Einfluss der Nutztierhaltung auf die Wirksamkeit der Antibiotika sehr ernst genommen werden muss.

Insgesamt hat das Landwirtschafts- und Ernährungssystem einen relevanten Einfluss auf die menschliche Gesundheit. Aufgrund der zentralen Bedeutung der Gesundheit für das menschliche Wohlbefinden sollte sie bei Beurteilungen der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeit mitberücksichtigt werden. Im Vergleich zur zentralen Bedeutung der Landwirtschaft für Bodenfruchtbarkeit oder Biodiversität, ist der Einfluss auf die Gesundheit allerdings geringer. Daher ist die Wirkung auf die Gesundheit zwar eine relevante, aber keine prioritäre Variable zur Abschätzung der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeit.

Die Gesundheit darf durch die Landwirtschaft nicht negativ beeinflusst werden, auch nicht zum Zweck einer erhöhten Produktion. Ansonsten läuft die Landwirtschaft ihrem Hauptzweck, die Subsistenz der Menschen durch die Erzeugung von ausreichend gesunder und nährstoffreicher Nahrung zu sichern, zuwider. Darum machen weder ein Produktionsmengen-, noch ein Flächenbezug generell Sinn. Zur Beurteilung, wie vielen Schadstoffen eine gewisse Bevölkerungsgruppe oder ein Gebiet ausgesetzt sind, ist allerdings ein Flächenbezug notwendig um die Gesamtmenge der Schadstoffe, die von einer landwirtschaftlichen Nutzung ausgehen, beurteilen zu können.

3.8 Ressourceneffizienz

3.8.1 Hintergrund

Die steigende Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten und die damit verbundene gesteigerte Produktionsintensität in der Landwirtschaft haben zu einem erhöhten Ressourcenverbrauch (beispielsweise von Wasser, Böden, Energie oder mineralischen Rohstoffen) und in weiterer Konsequenz zu einer Vielzahl an ökologischen Problemen geführt (Reganold und Wachter 2016; Schmidt und Osterburg 2010; vgl. Kapitel 3.2, 3.3, 3.4, 3.5). Um die negativen Auswirkungen auf die Umwelt zu reduzieren, ist ein effizienterer Einsatz von knappen Ressourcen in der Landwirtschaft unumgänglich. Gleichzeitig hat die Ressourceneffizienz direkte Auswirkungen auf die ökonomische Effizienz, da den Ressourcen ein positiver monetärer Wert zugewiesen werden kann (Schmidt und Osterburg 2010).

Der Energieverbrauch auf landwirtschaftlichen Betrieben entspricht zuweilen über 50 % des gesamten Energieverbrauchs der Lebensmittelwertschöpfungskette (Lynch *et al.* 2012). Fossile Energie wird auf landwirtschaftlichen Betrieben sowohl direkt in Form von Elektrizität und Brennstoffen als auch indirekt bei der Herstellung und dem Transport von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln, Futtermitteln sowie bei der Herstellung und Wartung von Maschinen eingesetzt (Deike *et al.* 2008).

Politische Initiativen, wie etwa die Überarbeitung der Düngeverordnung (vgl. Kapitel 3.3), die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung oder das Bundesprogramm zur Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft und im Gartenbau, stecken den Rahmen für eine Erhöhung der Stickstoff- und Energieeffizienz (Chmelikova und Hülsbergen 2019). So trat zu Jahresbeginn 2019 in Deutschland eine neue Förderrichtlinie in Kraft, welche den Rahmen für eine zweite Förderperiode für das Bundesprogramm zur Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft und im Gartenbau festlegt. Das Programm hat die Steigerung der Energieeffizienz des Produktionsprozesses landwirtschaftlicher Primärerzeugnisse zum Ziel. In der vorangegangenen zweijährigen Förderperiode konnten durch das Programm jährlich 235 Gigawattstunden eingespart werden (BLE 2019b). Was den Energieeinsatz betrifft, gibt es keine spezifischen Vorschriften im ökologischen Landbau. Verordnung (EU) 2018/848, welche 2021 in Kraft tritt, schreibt aber beispielsweise vor, dass mechanische Belüftungsgeräte in der Tierhaltung vorzugsweise mit erneuerbaren Energien betrieben werden sollen (Chmelikova und Hülsbergen 2019).

Um eine umweltverträglichere Produktion sicherzustellen, sieht die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung eine Verringerung der Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz für Deutschland von 70 kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche im Jahresmittel 2028-2032 vor (Bundesregierung 2018). Im Dreijahresdurchschnitt 2014-2016 betrug der Stickstoffsaldo der Hoftorbilanz in Deutschland 98 kg/ha und liegt damit noch weit über dem Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie (UBA 2018c). Das UBA (2018c) zeigt, dass hohe Stickstoffüberschüsse hauptsächlich von Betrieben mit hohem Viehbesatz ausgehen. Potentiale zur Verbesserung der Stickstoffeffizienz sind vor allem durch eine Optimierung des betrieblichen Nährstoffmanagements, standortabgestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen, geeignete Nutzpflanzensorten und vertretbare Größen der Tierbestände gegeben (UBA 2018c).

Um überlastete Stickstoffkreisläufe zu entlasten und Stickstoffüberschussprobleme zu minimieren, sind geringere flächenbezogene Stickstoffinputs erstrebenswert. Hohe Stickstoffinputs haben höhere Stickstoffemissionen in Luft und Gewässer zur Folge. Dies hat wiederum negative Auswirkungen auf die Qualität und Stabilität der Gewässer sowie auf die Biodiversität und den Klimawandel (UBA 2015; Rockström *et al.* 2009; vgl. Kapitel 3.3 und 3.5).

Es ist davon auszugehen, dass es durch die systemischen Unterschiede der Produktionsvorschriften und Grundsätze zwischen ökologischem und konventionellem Landbau sowohl beim Stickstoff- als auch beim Energieinput gravierende Unterschiede zwischen den beiden Produktionsformen gibt. So werden für die Herstellung von Mineraldüngerstickstoff und chemisch-synthetischen PSM, welche im ökologischen Landbau verboten sind, vor allem fossile Energiequellen, entsprechend des Energiemixes am Produktionsstandort genutzt (Lynch *et al.* 2012). Im ökologischen Landbau werden weitgehend geschlossene Stickstoffkreisläufe angestrebt. Das Düngungsniveau ist niedriger und Leguminosen und ihrer N₂-Fixierleistung kommt eine wichtige Rolle zu. Zudem werden überwiegend Dünger mit hohem Anteil an organisch gebundenen Stickstoff eingesetzt. Gleichzeitig kann aufgrund der geringeren Erträge im ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen von geringeren Stickstoff- bzw. Energieoutputs ausgegangen werden. Dementsprechend können auch niedrigere Stickstoffsalden angenommen werden (Chmelikova und Hülsbergen 2019).

3.8.2 Relevanz der Ressourceneffizienz für Nachhaltigkeitsbewertungen der Landwirtschaft und Wahl der Bezugsgrößen

Chmelikova und Hülsbergen (2019) in Sanders und Heß (2019) fokussieren in ihrer Gegenüberstellung des ökologischen und konventionellen Anbaus exemplarisch die Stickstoff- und Energieeffizienz. Aufgrund der übergeordneten ökologischen und ökonomischen Bedeutung

des Stickstoffkreislaufs und des Energieeinsatzes erscheint uns diese Wahl gerechtfertigt, um die Ressourceneffizienz exemplarisch zu bewerten. Chmelikova und Hülsbergen (2019) verwendeten dabei als Indikatoren die Stickstoffeffizienz, den Stickstoffinput, den Stickstoffoutput und den Stickstoffsaldo sowie den Energieinput, Energieoutput und die Energieeffizienz. Von hoher Relevanz sind in diesem Zusammenhang die Systemebene, die Systemgrenzen (beispielsweise flächenbezogene Bilanz, Hoftorbilanz) und die verwendeten Bilanzparameter.

Als Stickstoffeffizienz wird die Relation von Stickstoffoutput und Stickstoffinput verstanden, wobei als Stickstoffoutput die im Produkt enthaltene Stickstoffmenge (Trockenmasseertrag x N-Gehalt in der Trockenmasse) und als Stickstoffinput die relevanten Stickstoffzufuhren in das zu untersuchende Pflanzenbausystem bezeichnet werden. Der Stickstoffsaldo kennzeichnet das Stickstoffverlustpotential (Differenz zwischen Stickstoffinput und Stickstoffoutput) und ist somit ebenfalls ein wichtiger Indikator. Je niedriger der positive Stickstoffsaldo ist, desto niedriger ist die Gefahr von Stickstoffverlusten in die Umwelt. Ist der Stickstoffsaldo negativ, nehmen die Stickstoffvorräte im Boden ab, da die Pflanze mehr Stickstoff entzieht als zugeführt wird (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Bei organischen Düngern ist jedoch eine genaue Betrachtung notwendig, welche Mengen an N aus dem Dünger in den Boden, in die Pflanze bzw. vom Boden in die Pflanze gehen. Zudem müssen etwaige Stickstoffverluste berücksichtigt werden.

Analog zur Stickstoffeffizienz wird unter der Energieeffizienz das Verhältnis von Energieoutput (Bruttoenergiegehalt im landwirtschaftlichen Produkt, der geernteten Biomasse) und Energieinput (direkter Einsatz fossiler Energie im Produktionsverfahren sowie indirekter Input durch die Herstellung von Betriebsmitteln und Investitionsgütern) verstanden (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Da es sich aber bei Energieinput und Energieoutput hier um unterschiedliche Energiebegriffe handelt, ist fraglich, wie sinnvoll dieser Indikator tatsächlich ist.

Die Wahl der Bezugsgröße hängt auch bei der Stickstoffeffizienz von der Fragestellung ab. Der Stickstoffsaldo sollte flächenbezogen analysiert werden, da er das Austrags- bzw. Verlustpotential an Stickstoff einer landwirtschaftlichen Nutzfläche in die Umwelt angibt. Die Stickstoffeffizienz als Verhältnis von In- und Output macht produktbezogen mehr Sinn. Dies gilt nicht für die Energieeffizienz und den Energieinput, da die Energienutzung keine direkten Auswirkungen auf die Fläche hat. Deshalb kann der Energieinput in Bezug auf Flächen oder Produktmengen Sinn machen. Gleiches gilt für die Energieeffizienz, der Produktbezug erleichtert allerdings die Ergebnisinterpretation.

Chmelikova und Hülsbergen (2019) analysierten 36 Studien aus 12 Ländern bezüglich Stickstoffeffizienz und Stickstoffsalden im Pflanzenbau auf den Systemebenen Fruchtfolge (je nach Indikator 57 bis 64 Vergleichspaare) bzw. Fruchtart (Weizen, 18 bis 20 Vergleichspaare). Bezüglich der Energieeffizienz wurden 46 Studien aus 13 Ländern für die Datenauswertung herangezogen. Für die Systemebene Fruchtfolge wurden je nach Indikator 30 bis 58 Vergleichspaare und für die Systemebene Fruchtart (Weizen) 25 bis 53 Vergleichspaare herangezogen (in Sanders und Heß 2019). Zudem flossen die Ergebnisse von 62 Pilotbetrieben (je 31 konventionell und ökologisch) in die Datenauswertung sowohl für die Stickstoffeffizienz als auch die Energieeffizienz mit ein.

Standortfaktoren, wie Standortbedingungen, Ertragspotentiale, Betriebsstrukturen oder Bewirtschaftungsintensität, beeinflussen die Stickstoff- und Energieeffizienz und deren Variabilität (Chmelikova und Hülsbergen 2019; Schmid *et al.* 2012).

3.8.3 Wirkung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft auf die Ressourceneffizienz

Stickstoffbilanzen

Die Analyse von Chmelikova und Hülsbergen (2019) zeigt, dass sowohl die Stickstoffinputs als auch -outputs im ökologischen Landbau niedriger sind als im konventionellen Landbau. So war bei 60 % der 63 berücksichtigten Vergleichspaare der Stickstoffinput in der ökologischen Fruchtfolge niedriger als in der konventionellen Fruchtfolge. Ähnliches gilt für die Fruchtartenebene (89 %) bzw. Betriebsebene (100 %). Es herrscht jedoch eine hohe Variabilität der Stickstoffinputs, was auf die hohe N₂-Fixierleistungen von Leguminosen, dem Leguminosenanteil in der Fruchtfolge oder hohe Aufwandmengen organischer Dünger zurückzuführen sein kann.

Der Stickstoffoutput war bei 67 % der 57 Vergleichspaare, die auf Ebene der Fruchtfolge betrachtet wurden, im ökologischen Pflanzenbau niedriger. Auf Betriebsebene beeinflussen der Grünlandanteil und die Fruchtarten in der Fruchtfolge den Stickstoffoutput. Zudem bedingen geringere Erträge und der Rohproteingehalt im ökologischen Landbau die Höhe der Stickstoffoutputs (Chmelikova und Hülsbergen 2019).

Chmelikova und Hülsbergen (2019) zeigen, dass die Stickstoffeffizienz auf Ebene der Fruchtfolge und Ebene der Fruchtart Weizen beim ökologischen und konventionellen System etwa auf gleichem Niveau liegen, so hat der ökologische Landbau bei 42 % (Fruchtfolge) bzw. 39 % (Weizen) der ausgewerteten Vergleichspaare eine höhere Stickstoffeffizienz. Bei den Pilotbetrieben unter Praxisbedingungen war die Stickstoffeffizienz auf 58 % der ökologischen Betriebe höher als auf den konventionellen. Neben den unterschiedlichen Stickstoffmengen spielt auch die Düngeform eine Rolle für die Stickstoffeffizienz. Organische Dünger, die im ökologischen Landbau eingesetzt werden, werden zunächst in der Bodensubstanz gespeichert und erst nach längerer Zeit pflanzenverfügbar. Längere Versuchslaufzeiten zeigen, dass die Ertragswirkung und Stickstoffeffizienz kontinuierlich bei organischer Düngung steigt.

In allen von Chmelikova und Hülsbergen (2019) untersuchten Studien wurden auf allen Systemebenen (Fruchtfolge, Fruchtart, Betrieb) im ökologischen Landbau geringere Stickstoffsalden festgestellt (respektive 52 %, 65 % und 90 %).

Im deutschen Durchschnitt aller Landwirtschaftsbetriebe betragen die Stickstoffsalden etwa 100 kg/ha und Jahr. Gleichzeitig kommt es bei ökologischen Betrieben immer wieder zu negativen Stickstoffsalden, was auf eine Stickstoffunterversorgung hinweist und bedeutet, dass mit einer Abnahme der Stickstoffvorräte im Boden zu rechnen ist (Schmid *et al.* 2012; Möller *et al.* 2018).

Um die Stickstoffeffizienz zu erhöhen und damit zu einer Verringerung der umweltbelastenden Stickstoffverluste beizutragen, wird oftmals eine Erhöhung des Stickstoffoutputs bei gleichbleibenden Inputs angestrebt. Dabei werden die Erträge im Pflanzenbau als Schlüsselfaktor dargestellt (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Um die Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft abzubauen, wäre gleichzeitig die flächenhafte Ausdehnung der ökologischen Landwirtschaft ein wichtiger Schritt in Richtung einer Entlastung von hoch belasteten Regionen (Chmelikova und Hülsbergen 2019). Die Umstellung der Landwirtschaft auf 100 % Ökolandbau reduziert die Stickstoffüberschüsse (bis hin zu einem Stickstoffdefizit) und die damit verbundene Gewässerbelastung sowie die Belastung durch chemisch-synthetische PSM (Müller *et al.* 2017) und die damit verbundenen negativen Auswirkungen auf die Biodiversität, Gewässer und die menschliche Gesundheit.

Energiebilanzen

Chmelikova und Hülsbergen (2019) zeigen in ihrer Analyse, dass bei der überwiegenden Mehrheit der Vergleichspaare der flächenbezogene fossile Energieinput im ökologischen System niedriger ist als im konventionellen (100 % der Pilotbetriebe, 93 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge und 96 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen). Dies ist hauptsächlich auf den Verzicht von chemisch-synthetischen PSM und mineralischen Düngern im ökologischen Landbau zurückzuführen. Der Energieinput im ökologischen Landbau findet dennoch, wenn auch in geringerem Ausmaß, durch den Einsatz von Maschinen und Kraftstoffen statt (Lynch *et al.* 2012).

In Bezug auf den Energieoutput schneidet der ökologische Landbau jedoch auf allen drei untersuchten Systemebenen schlechter ab als der konventionelle Landbau (bei 100 % der Pilotbetriebe, 87 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge und 84 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen). Dies ist vor allem auf die systembedingten geringeren Erträge und die Unterschiede in der Anbaustruktur (beispielsweise der Anbau von Körnerleguminosen anstatt von Intensiv-Kulturen wie Mais) zurückzuführen. Die Energieeffizienz des ökologischen Landbaus ist jedoch positiver als die des konventionellen (71 % der Pilotbetriebe, 55 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge und 57 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen).

Die Ergebnisse decken sich auch mit anderen Studien, die für die ökologische Landwirtschaft eine bessere Energiebilanz im Vergleich zur konventionellen feststellen. Ökologischen Systemen wird ein niedrigerer Energieverbrauch attestiert (Reganold und Wachter 2016). So werden in Bayern im konventionellen Pflanzenbau jährlich 12 bis 17 GJ/ha und im ökologischen Pflanzenbau 5 bis 11 GJ/ha Energie eingesetzt (Schmid *et al.* 2012). Weiterhin wurde in Deutschland, Italien, Schweden und der Schweiz beispielsweise festgestellt, dass Biobetriebe pro Hektar deutlich weniger Energie verbrauchen als konventionelle Betriebe (Reganold und Wachter 2016; Lynch *et al.* 2012). In Dänemark, könnte eine 100-prozentige Umstellung auf ökologischen Landbau je nach Studie zu einer Verminderung des Inputs an fossilen Energien um 9 % bis 51 % führen (Dalgaard *et al.* 2000; Hansen *et al.* 2001). Mehrere Studien zeigen jedoch, dass dies vor allem auf eine flächenbezogene Betrachtung zutrifft. Werden die geringeren Erträge berücksichtigt, ist der relative Energieinput im ökologischen Landbau nur geringfügig niedriger als im konventionellen Landbau (Jespersen *et al.* 2017; Lynch *et al.* 2012).

Der reduzierte Energieinput ist vor allem auf den geringeren Betriebsmitteleinsatz (keine chemisch-synthetischen PSM und mineralischen Dünger) zurückzuführen (Schmid *et al.* 2012). Die Produktion und der Konsum von diesen Betriebsmitteln kann bis zu 50 % des gesamten Energieinputs ausmachen, während der Energieeinsatz für die Bodenbearbeitung und Gründüngung vernachlässigbar ist (Lynch *et al.* 2012).

Der gesteigerte Einsatz von regenerativen Energien und eine optimierte Verfahrensgestaltung können zu einer Reduktion des Inputs von fossilen Energien beitragen. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im ökologischen Landbau überwiegend geringere Stickstoff- und Energieinputs, geringere Stickstoff- und Energieoutputs, geringere Stickstoffsalden sowie höhere Stickstoff- und Energieeffizienzen als im konventionellen beobachtet werden. Die innerbetrieblichen Prozesse im ökologischen Landbau (z.B. Kreislaufwirtschaft, Fruchtfolgen) bedingen den Vorteil der ökologischen Landwirtschaft gegenüber der konventionellen. Allerdings werden neben einem Anstieg der ökologischen Anbaufläche weitere Ertrags- und Effizienzsteigerungen als unumgänglich erachtet, um den steigenden Bedarf an ökologischen Lebensmitteln zu decken. (Chmelikova und Hülsbergen 2019).

Durch erhöhte Stickstoff- und Energieeffizienzen können Ressourcen eingespart werden und zu einer Entlastung der Umwelt beigetragen werden (weniger Emissionen in Atmosphäre und Gewässer). Die Stickstoffeffizienz kann sowohl in der konventionellen als auch in der ökologischen Landwirtschaft durch eine optimierte Düngung oder verbesserte Fruchtfolge gesteigert werden.

Um verschiedene Anbausysteme jedoch ganzheitlich zu bewerten und in weiterer Folge weiterzuentwickeln, erscheint es zielführend, neben der Stickstoff- und Energieeffizienz auch andere Parameter in die Betrachtung einfließen zu lassen (Klimawirkung, Biodiversität, menschliche Gesundheit etc.).

3.9 Ertrag und Landnutzungseffizienz

Die Kritik an der ökologischen Landwirtschaft adressiert vor allem ihre im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft niedrigeren Erträge, wenn auch über die Höhe dieser Ertragslücke kontrovers diskutiert wird. Für die Bewertung der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft ist eine genauere Betrachtung des Ertrags und der Landnutzungseffizienz von großer Bedeutung. Die neuesten Meta-Analysen ergeben im Ackerbau eine Ertragslücke von ca. 19 – 25 %, wobei in Deutschland auch höhere Werte von 43 – 45 % angegeben werden (Tabelle 9). Eine weitere Studie aus Deutschland, in der die Auswirkungen der Ernährung auf den Landverbrauch analysiert wurden, indem Daten der zweiten Nationalen Verzehrsstudie (NVS II) mit Daten zu CO₂-Bilanz und Landnutzung aus LCA-Studien kombiniert wurden, kommt allerdings zu dem Ergebnis, dass die Ertragslücke pflanzenbasierter Lebensmittel auch in Deutschland 20 % beträgt (Treu *et al.* 2017). Ponisio *et al.* (2015) stellen fest, dass agrarökologische Maßnahmen, wie Mischkulturen und diverse Fruchtfolgen, die Ertragslücke auf 8 - 9 % reduzieren können, sofern sie in der ökologischen, nicht aber in der konventionellen Landwirtschaft angewandt werden. Sicher ist, dass erhebliche Variation zwischen Betrieben, Regionen und Ackerkulturen besteht (Seufert *et al.* 2012; Noleppa 2016; Ponisio *et al.* 2015; De Ponti *et al.* 2012).

Tabelle 9: Ertragslücke (prozentualer Unterschied) der ökologischen Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

Quelle: Zeitraum, Ort (Datengrundlage)	G	WK	ÖIS	HF	F	G	SUM	Mi
BMEL (2019c): 2017/18, Deutschland (Agrarstrukturerhebung)	-47,3	-41,8	NA	NA	NA	NA	-44,5	-23,6
Treu et al. (2017), Deutschland (NVS II, LCA Analysen)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-20	NA
Noleppa (2016): 2011-2014, Deutschland (Eigene Berechnung auf Basis verschiedener Daten des Thünen Instituts)	-53,4	-31,4	-44,8	NA	NA	NA	-43,2	NA
Ponisio et al. (2015)*: 1977-2012, weltweit (Meta-Analyse 115 Studien)	-22	-29	-12	-15	-8	-13	-19	NA
Seufert et al. (2012)**: 1980-2010, weltweit (Meta-Analyse 66 Studien, Subset von Ponisio et al.)	-26	NA	-11	-10	-3	-33	-25	NA
De Ponti et al. (2012)**: 1975-2004, weltweit (Meta-Analyse 135 Studien)	-21	-26	-26	-12	-28	-20	-20	NA

Legende: G = Getreide, WK = Wurzel- und Knollengemüse, ÖIS = Ölsaaten, HF = Hülsenfrüchte, F = Früchte, G = Gemüse, SUM = Feldfrüchte gesamt, Mi = Milch, NA = Keine Daten, NVS II = Nationale verzehr Studie II; *Schlussfolgerungen der Studie wurden von Brazeau (2015) kritisiert, da ökologische Polykulturen mit konventionellen Monokulturen verglichen wurden; **Studien wurden durch Ponisio et al. (2015) kritisiert: die Analysen berücksichtigen nicht die Datenhierarchie und/oder Stichprobenvarianz innerhalb von Studien und unterschätzen daher die vorhandene Unsicherheit, was vermutlich zu Ungenauigkeiten bei der Schätzung der Ertragslücke und ihrer statistischen Unsicherheit führt.

Als Gründe für die geringeren Erträge im ökologischen Pflanzenbau werden die niedrigere Bewirtschaftungsintensität, das komplexere Nährstoffmanagement bzw. auftretende Nährstoffinsuffizienzen und weniger Kontrollmöglichkeiten von akuten Krankheits- und Schädlingsausbrüchen angegeben (Meemken und Qaim 2018; Niggli 2015a; Seufert und Ramankutty 2017; De Ponti et al. 2012). Entsprechend ist die Ertragslücke vergleichsweise gering für Hülsenfrüchte, welche atmosphärischen Stickstoff fixieren können, und für Früchte, die meist von Pflanzen mit einem ausgeprägten Wurzelsystem stammen (Meemken und Qaim 2018).

Die niedrigeren Erträge in der ökologischen Landwirtschaft bedingen, dass für die Erzeugung der gleichen Produktionsmenge eine größere Produktionsfläche notwendig ist (Mondelaers et al. 2009; Tuomisto et al. 2012; Clark und Tilman 2017; Treu et al. 2017). Den größten Einfluss auf die Landnutzung haben dabei mit 70 - 75 % die tierischen Lebensmittel (Treu et al. 2017). Die ökologische Nutztierhaltung ist durch eine höhere Futteraufnahme pro kg produziertem Fleisch gekennzeichnet, was v.a. auf längere Produktionszyklen und geringere Wachstumsraten der Tiere zurückzuführen ist (Alig et al. 2012; Basset-Mens und van der Werf 2005). Neben der positiven Wirkung auf die Gesundheit der Tiere (siehe Kapitel 3.6) bedeutet dies, dass größere Mengen an Futter und damit mehr Fläche für die Futterproduktion pro Einheit Fleisch benötigt werden (Treu et al. 2017). Auch führt die Vorgabe, Futter aus lokalen Quellen zu verwenden dazu, dass mehr Silage und Heu verfüttert werden, welche wiederum mehr Platz im Anbau benötigen als Kraftfutter (Alig et al. 2012). Dieses Futter kann allerdings auf Flächen angebaut werden, welche nicht für den Ackerbau geeignet sind. Schließlich bedingen die zusätzlichen Flächen für den Auslauf der Tiere einen größeren Platzbedarf. Weitere Gründe für den höheren Flächenverbrauch in der ökologischen Landwirtschaft sind die zusätzlich notwendigen Flächen

für den Anbau von Leguminosen und anderen, nicht für den Verzehr bestimmten Zwischenfrüchten (Meemken und Quaim 2018, Tuomisto *et al.* 2012).

Einige Forschende haben versucht, das Ausmaß der zusätzlich notwendigen Fläche mit verschiedenen Methoden zu ermitteln. Mondelaers *et al.* (2009) kommen in ihrer Meta-Analyse von zehn Studien aus wirtschaftlich entwickelten Ländern zu einer um 20 % geringeren Landnutzungseffizienz in der ökologischen Landwirtschaft, wenn komplette Fruchtfolgen verglichen werden. Tuomisto *et al.* (2012) kommen in ihrer Meta-Analyse von 71 europäischen Forschungsarbeiten zu dem Ergebnis, dass die ökologische Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen insgesamt 84 % mehr Land benötigt. Clark und Tilman (2017) führen eine Meta-Analyse von 46 Paarvergleichen durch und kommen zu dem Ergebnis, dass die ökologische Landwirtschaft, je nach Produkt 25 % (Hülsenfrüchte und Ölsaaten) bis ca. 110 % (Fleisch, Milch und Eier) mehr Land verbraucht.

Angesichts dieser enormen Variation zwischen den Analysen und Produkten macht es Sinn, neben dem Landverbrauch einzelner landwirtschaftlicher Produkte und Produktgruppen auch die Auswirkungen des tatsächlichen Ernährungsverhaltens unterschiedlicher Bevölkerungsgruppen zu vergleichen. Dies wurde von Treu *et al.* (2017) für Deutschland gemacht. Sie kamen zu folgendem Ergebnis: bei vorwiegend ökologischer Ernährung ist die benötigte Landfläche um ca. 40 % höher als bei vorwiegend konventioneller Ernährung (2750 m² pro Kopf und Jahr im Vergleich zu 1900 m² pro Kopf und Jahr). Dieses Ergebnis ist besonders vor dem Hintergrund bemerkenswert, da lt. Studie die durchschnittliche konventionelle Diät 45 % mehr Fleisch enthält als die durchschnittliche ökologische Diät, die sich wiederum durch einen insgesamt 40 % höheren Konsum von Gemüse, Obst und Hülsenfrüchten auszeichnet (Treu *et al.* 2017).

Zur Beurteilung der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeit ist es zentral zu eruieren, wie sich der höhere Landbedarf auf die relevanten Umweltparameter auswirkt. Müller *et al.* (2017) haben die Auswirkungen von 100 % ökologischer Landwirtschaft im Vergleich zum FAO-Referenzszenario für 2050 modelliert. Bei einer minimalen mittleren Ertragslücke von 8 % führt diese Umwandlung zu einem um 16 % erhöhtem Landbedarf, bei einer mittleren Ertragslücke von 25 % erhöht sich der Landbedarf um 33 %. Unter der Annahme, dass die Fläche der Grasländer konstant bleibt, verstärkt dieser erhöhte Landbedarf die Entwaldung um 8-15 % (je nach angenommener Ertragslücke) im Vergleich zum Referenzszenario. Unter der Annahme, dass das landwirtschaftlich produktivste Land bereits bewirtschaftet wird und neu genutzte marginalere und neu gerodete Flächen damit weniger produktiv sind als die bestehenden, wäre die Entwaldung noch höher.

Diese verstärkte Entwaldung hätte dramatische Konsequenzen für die weltweite Biodiversität. Die in den Primärhabitaten in diesen Regionen vorhandene Biodiversität ist hoch und ginge durch eine Umwandlung in Agrarland weitgehend verloren (Newbold *et al.* 2015; Gibson *et al.* 2011; Mendenhall *et al.* 2014; Sala *et al.* 2000; Phalan *et al.* 2011). Auch auf das Klima hätte der Verlust dieser Wälder dramatische Konsequenzen, da die Entwaldung für 12,5 % der weltweiten Treibhausgasemissionen verantwortlich ist (Boucher *et al.* 2011; Rudel *et al.* 2009; Tubiello *et al.* 2013; Smith *et al.* 2014). In tropischen Regionen führt die Rodung von Wäldern zudem zu einem dauerhaften Verlust der Bodenfruchtbarkeit.

Noleppa (2016) unternimmt mithilfe des Konzepts des virtuellen Landhandels eine Einschätzung der Auswirkungen einer Steigerung der ökologisch bewirtschafteten Fläche (Ackerbau) in Deutschland auf 20 % bzw. 100 % auf die globale Biodiversität. Die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland beträgt 16,7 Mio. ha, davon sind ungefähr 71 % Ackerland (ca. 11,86 Mio. ha) (BMEL 2019f). Noleppa (2016) kommt zu einem zusätzlichen

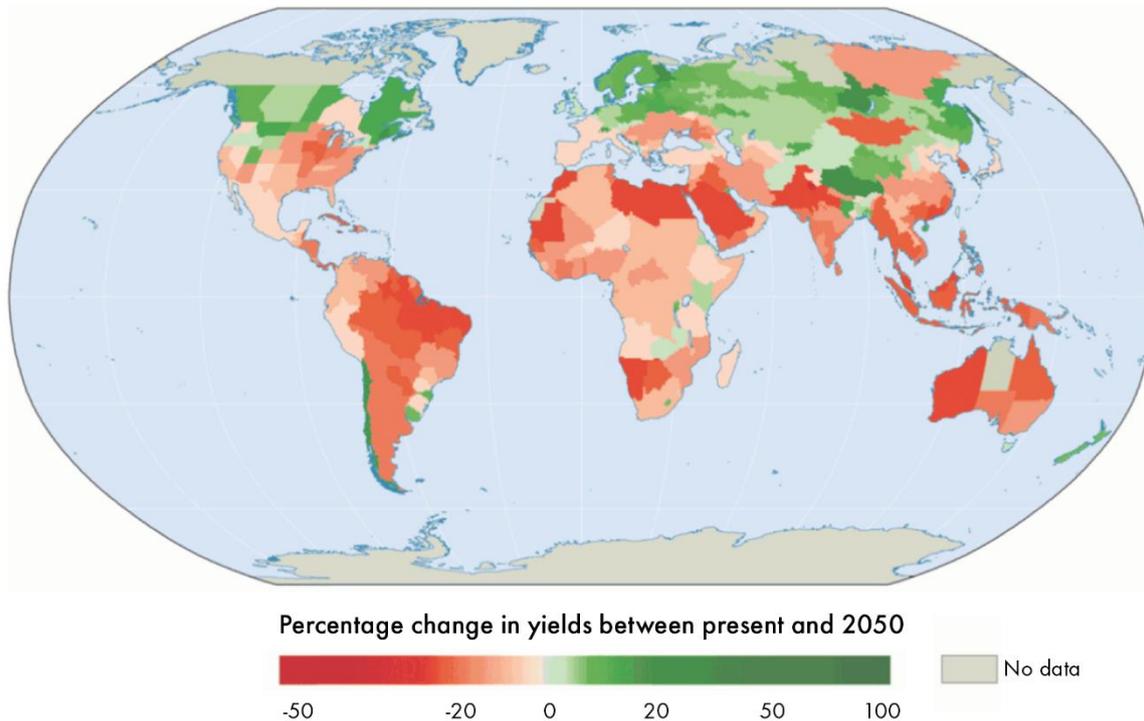
Flächenverbrauch von 815 000 ha bei 20 % ökologischem Landbau bzw. 6,5 Mio. ha bei 100 % ökologischem Landbau mit einem assoziierten Biodiversitätsverlust von 0,01 % (30 Mio. Indexpunkte) bzw. 0,08 % (225 Mio. Indexpunkte) (Berechnung anhand des GEF-BIO Indikators; Dev Pandey *et al.* 2006). Smith *et al.* (2019) berechneten den Effekt einer 100-prozentigen Umstellung der Landwirtschaft auf Ökolandbau in England und Wales und kamen zu einem 1,5 mal höheren Landverbrauch, welcher bei gleichbleibenden Konsum- und Ernährungsgewohnheiten durch Importe gedeckt werden müsste. Dies übetrifft den zusätzlichen Ackerflächenbedarf von 33 % in der Studie von Müller *et al.* (2017). Müller *et al.* (2017) zogen in die Berechnungen auch Regionen mit sehr extensiver oder Subsistenz-Landwirtschaft ein, wo die Erträge im Gegensatz zu England und Wales durch Ökolandbau deutlich erhöht werden können. Und sie kombinierten die Umstellung auf Ökolandbau mit den beiden Massnahmen Reduktion der Futtergetreidefläche im Ackerbau und Reduktion der Lebensmittelverschwendung. Dadurch konnten sie zeigen, dass hohe Anteile an Ökolandbau auch ohne Ausdehnung der Ackerfläche möglich ist.

Entscheidend für die Wirkung des erhöhten Landverbrauchs auf die Biodiversität ist allerdings, welche Lebens- und Futtermittel importiert werden und woher diese stammen. Die Hauptackerkulturen in Deutschland sind Weizen, Mais, Gerste und Raps (vgl. Tabelle 3; UBA 2018b; Statistisches Bundesamt 2019). Während Getreide hauptsächlich aus der Ukraine importiert wird (Treu *et al.* 2017), stammt der Großteil des importierten Raps und Mais aus anderen EU-Ländern, hauptsächlich Frankreich und Polen (OVID 2019; Statista 2019b). Es ist also anzunehmen, dass zusätzlich notwendige Importe aufgrund geringerer Landnutzungseffizienz im Inland vornehmlich aus diesen Ländern stammen. Unklar ist, inwieweit dies durch Produktivitätssteigerungen in Deutschland aufgefangen werden kann. Demgegenüber entfällt ein großer Teil der Lebensmitteleinfuhren aus tropischen Ländern, inkl. Biodiversitäts-Hotspots, auf Erzeugnisse, die nicht oder kaum in der EU angebaut werden können; dazu zählen Kaffee, Kakao und Tee sowie südländisches Obst und Gemüse (DBV 2019). Diese Importe werden durch eine Änderung der Landnutzung im Inland nicht tangiert.

Haupttreiber der Entwaldung in den asiatischen Tropen ist der Anbau von Ölpalmen (Forum Palmöl 2019), welche hauptsächlich als Treibstoff und in der Lebensmittelindustrie relevant sind. In Lateinamerika ist vor allem die Rinderhaltung und der Anbau von Soja für die voranschreitende Entwaldung verantwortlich (Grau und Aide 2008; Barona *et al.* 2010). Zudem wird importiertes Soja aus Südamerika als Futtermittel in der deutschen Landwirtschaft eingesetzt. Um diese Wälder zu schützen, bedarf es also weitreichender Konzepte und Maßnahmen, welche weit über die Landnutzungseffizienz in Deutschland hinausgehen.

Entscheidender als die produktionsseitigen Optimierungen sind sektorübergreifende Maßnahmen, die einem dramatischen Klimawandel entgegenwirken. Müller *et al.* (2017) zeigen, dass die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Erträge den Landbedarf wesentlich stärker erhöhen als das Anbausystem: Der Landbedarf steigt durch die Änderung des Klimas um 55 % bei 0 % Ökolandbau und um 71 - 81 % bei 100 % Ökolandbau. Der steigende Landverbrauch betrifft vor allem vulnerable tropische Regionen mit generell hoher Biodiversität (WRI 2013). Abbildung 15 zeigt die voraussichtlichen Auswirkungen einer weltweiten Temperaturerhöhung um 3°C auf Erträge im Ackerbau. Vogel *et al.* (2019) zeigen, dass je nach Kulturart 18 bis 43 % der Ertragsvarianz auf Klimaextreme zurückzuführen sind. Dabei haben sie Hotspot-Regionen identifiziert, die für die globale Produktion entscheidend und besonders anfällig für Klimaextreme sind. Zu diesen Regionen gehören Nordamerika für den Mais-, Sommerweizen- und Sojaanbau, Asien für den Mais- und Reisanbau sowie Europa für den Sommerweizenanbau (Vogel *et al.* 2019).

Abbildung 15: Auswirkung einer Temperatursteigerung um 3°C auf die landwirtschaftliche Produktion



Quelle: WIR (2013)

Die zweite bedeutende Stellschraube betrifft die Lebensmittelnachfrage und die Ernährungsgewohnheiten. Hallström *et al.* (2015) zeigen, dass durch vegane bzw. vegetarische Ernährung die Landnutzung um 50 - 60 % bzw. 30 - 50 % verglichen mit einer durchschnittlichen Mischdiät reduziert werden kann. Durch eine reduzierte Nachfrage nach tierischen Produkten sinkt auch die Nachfrage nach Futtermitteln. Ackerbauliche Flächen, die bisher zur Futtermittelproduktion benötigt wurden, werden frei für die Lebensmittelproduktion (Westhoek *et al.* 2014). Insbesondere kann angenommen werden, dass durch geringeren Fleischkonsum weniger Soja angebaut wird und dadurch weniger Regenwälder gerodet werden, was wiederum positive Auswirkungen auf die Biodiversität und Treibhausgasemissionen hat. Bei den Berechnungen von Hallström *et al.* (2015) und Westhoek *et al.* (2014) muss einschränkend gesagt werden, dass beide davon ausgehen, dass die permanenten Grünlandflächen, welche 3,378 Milliarden Hektaren weltweit ausmachen, weiterhin für die tierische Produktion genutzt werden. Diese Flächen zu pflügen, ist häufig aus klimatischen und standörtlichen Gründen nicht möglich. Das Dauergrünland macht weltweit 68 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus, in Deutschland 28,3 % im Jahr 2017 (UBA 2018d). Der Pflanzenaufwuchs von Dauergrünland kann nur durch Wiederkäuer (Rind, Schaf, und Ziege) und Tiere mit einem funktionellen Blinddarm (Pferd) in wertvolle Nahrungsproteine und -energie umgesetzt werden. Ebenso wird in den Studien nicht berücksichtigt, dass viele Nebenprodukte des Pflanzenbaus (zum Beispiel Presskuchen, Schrot, Müllerei-Nebenprodukte) ebenfalls obligate Tierfutter sind. Um den global steigenden Bedarf an Proteinen zu decken, ist daher auch in Zukunft eine Nutzung des Dauergrünlands und der Getreide-Nebenprodukte notwendig.

Neben der Auswirkung auf die Landnutzung sind tierische Produkte für rund 70 % des CO₂-Fussabdrucks der Ernährung verantwortlich. Alleine der Fleischkonsum hat einen Anteil von 40 % bzw. 30 % des CO₂-Fussabdrucks in der konventionellen bzw. der ökologischen Ernährung (Treu *et al.* 2017). LCA-Studien zeigen, dass tierische Lebensmittel im Allgemeinen einen

größeren CO₂-Fußabdruck haben als pflanzliche Lebensmittel, da sie weniger effizient Energie und Nährstoffe in essbare Produkte umwandeln (Westhoek *et al.* 2011). LCA-Studien zeigen auch, dass Lebensmittel von Wiederkäuern (z.B. Rindfleisch, Lamm und Käse) aufgrund der geringeren Futtermittelverwertung von Wiederkäuern und der Methanemissionen aus der enterischen Fermentation einen größeren CO₂-Fußabdruck aufweisen als andere tierische Lebensmittel. Die ökologische Produktion von tierischen Lebensmitteln (vor allem Schweinefleisch und Geflügel) braucht aufgrund längerer Produktionszyklen mehr Futtermittelressourcen pro Kilogramm Fleisch als die konventionelle. Unter Berücksichtigung des zwar geringeren Fleischkonsums aber höheren Konsums von Milchprodukten bei Menschen, die sich biologisch ernähren und dem Verzicht von Mineraldünger in der ökologischen Produktion, ist der CO₂-Fußabdruck zwischen konventioneller und ökologischer Ernährungsweise annähernd gleich hoch (Treu *et al.* 2017, Müller *et al.* 2017).

Zwei gegensätzliche Ansätze um die Lebensmittelproduktion zu erhöhen und gleichzeitig die Biodiversität zu erhalten sind das *Land Sharing* und das *Land Sparing*. Bei ersterem wird versucht, die Lebensmittelproduktion mit dem Erhalt der Artenvielfalt auf denselben Flächen zu kombinieren. Beim *Land Sparing* hingegen werden landwirtschaftliche Flächen intensiv bewirtschaftet und hohe Erträge erzielt und andere Flächen als Naturhabitate zum Biodiversitäts- und Naturschutz ausgewiesen (Michael *et al.* 2016). In tropischen Regionen weisen Naturhabitate die größte Diversität auf (siehe Kapitel 3.5). Diese Artenvielfalt geht durch eine Umwandlung in Agrarland verloren (Phalan *et al.* 2011). Im Sinne der Nachhaltigkeit ist es daher erstrebenswert, diese Habitate zu erhalten. Eine möglichst produktive und flächeneffiziente Landwirtschaft (*Land Sparing*) kann hierzu beitragen. Dabei ist es gleichwohl wichtig, die Produktionsgrundlagen, wie beispielsweise die Bodenfruchtbarkeit, langfristig zu erhalten, damit nicht weitere Gebiete gerodet werden müssen, weil die Böden der bisherigen Produktionsflächen ausgelaugt sind.

In Mitteleuropa beispielsweise tragen jedoch die vielfältigen Kulturlandschaften maßgeblich zur Biodiversität bei. Hier kann *Land Sharing* einen wichtigen Beitrag zum Habitaterhalt leisten. Gleichzeitig benötigen Pflanzen und Tiere mit hochspezialisierten Lebensraumsansprüchen einen effektiven Gebietsschutz und eine ausreichende Menge an Naturhabitaten, welche auch im Kulturland zu schaffen und zu erhalten sind.

Wie auch die vorangegangenen Kapitel gezeigt haben, bewirkt die ökologische Landwirtschaft eine höhere Bodenfruchtbarkeit mit einem höherem Potential zur Klimaanpassung (Erosions- und Hochwasserschutz), eine höhere lokale Biodiversität im Kulturland, eine geringere Belastung der Gewässer mit Nährstoffen, Pflanzenschutzmitteln und Tierarzneimitteln, ein höheres Potential für Tierwohl und potentiell positivere Wirkungen auf die menschliche Gesundheit. Global steht dem gegenüber eine durch den erhöhten Landverbrauch potentiell negative Wirkung auf die Waldfläche und damit zusammenhängende negative Wirkungen auf Biodiversität, Klima und Bodenschutz.

Eine alleinige Umstellung auf 100 % ökologische Produktion, bei gleichbleibenden Erträgen und Outputs, würde zu einer erheblich erhöhten landwirtschaftlichen Flächennutzung führen und ist daher ohne zusätzliche Maßnahmen im Konsum weder realisierbar noch erstrebenswert. Für die Erreichung einer nachhaltigen Produktion liegt es jedoch auch auf der Hand, dass die alleinige Betrachtung von Ertragslücken zu kurz greift (Müller *et al.* 2017). Studien deuten darauf hin, dass multifunktionale Anbausysteme wie der ökologische Landbau in Verbindung mit einer stärker pflanzlichen Ernährung und weniger Lebensmittelabfällen notwendige Elemente eines nachhaltigeren Ernährungssystems sind (Badgley *et al.* 2007; Lotter 2003; Kremen und Miles 2012; Schader *et al.* 2015; Müller *et al.* 2017). Die substantiellen Vorteile der ökologischen Landwirtschaft für Umwelt, Natur und Menschen müssen demnach durch eine

reduzierte Nachfrage - besonders nach Fleisch und anderen ressourcenintensiven Produkten - begleitet werden, damit die lokalen Vorteile nicht durch globale Nachteile begleitet werden. Die Erhöhung der Flächenproduktivität bei gleichzeitiger Beibehaltung der lokalen ökologischen Vorzüglichkeit ist die zentrale Herausforderung für die ökologische Landwirtschaft. Um das anspruchsvolle Ziel einer in jeder Hinsicht nachhaltigen Lebensmittelversorgung zu erreichen, müssen unterschiedliche Transformationsstrategien ergänzt werden, die an allen Gliedern der Wertschöpfungskette im Agrar- und Ernährungssystem ansetzen. Dabei müssen lokale und regionale Besonderheiten berücksichtigt werden (Müller *et al.* 2017).

4 Optimierung und Weiterentwicklung der ökologischen Landwirtschaft

4.1 Kritische Analyse des ökologischen Landbaus mit seinen aktuellen Defiziten

Einleitend muss gesagt werden, dass es schwierig ist, den Ökolandbau zu kritisieren, da Kritik häufig als Versuch der Schwächung interpretiert wird. Wir wollen mit unserer Analyse aber dazu beitragen, dass der Ökolandbau seine Potentiale für eine Transformation der Landwirtschaft voll ausschöpfen kann. Dabei geht es sowohl um das Wachstum von Produktion und Absatz, wie auch um den Beitrag des Ökolandbaus zur Verbesserung der Nachhaltigkeit des Ernährungssystems insgesamt. Diese Studie soll auch ein Versuch sein, der grundsätzlichen Kritik von Meemken und Qaim (2018) zu widersprechen, derzufolge der ökologische Landbau nicht das Leitbild für eine nachhaltige Landwirtschaft weltweit sein könne.

Der ökologische Landbau hat nachweislich Stärken im Umweltschutz und im schonenden Umgang mit den natürlichen Ressourcen Boden, Biodiversität, Wasser und Luft (siehe Kapitel 3). Der Ökolandbau hat überdies ein großes Potential für den Klimaschutz und für die Klimaanpassung der Landwirtschaft. Er trägt deshalb seinen Namen zu Recht.

Wie erreicht der ökologische Landbau diese Wirkung? Sanders und Heß (2019) nennen zwei Hauptursachen, nämlich den deutlich ausgeprägteren Systemansatz des Ökolandbaus und die ursprünglich von den Produzentenorganisationen selbst gewählten und heute vom Gesetzgeber definierten Beschränkungen in der Produktionstechnik.

Der Hauptverdienst und damit die Stärke der ökologischen Landwirtschaft ist, dass die Anbauorientierung die Tätigkeit der Landwirtinnen und Landwirte auf vorbeugende Maßnahmen verschieben, was in diesem Umfang von bisher keinen anderen Anbauorientierungen oder Leitlinien erreicht wurde - auch nicht von der Integrierten Produktion oder vom integrierten Pflanzenschutz. Letzterer sieht direkte chemische Pflanzenschutzmaßnahmen nur als Ultimo Ratio vor. In der Praxis werden diese Maßnahmen jedoch häufig fix eingeplant. Durch das konsequente Anwendungsverbot chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel in den Richtlinien des Ökolandbaus wird der Verlagerungseffekt von direkten auf indirekte Maßnahmen hingegen erreicht. Weit vorausschauend muss auch die Düngung angelegt sein: Der Verzicht auf den Zukauf rasch wirksamer Mineraldünger erfordert von den Landwirtinnen und Landwirten eine innerbetriebliche Bereitstellung von Bodenfruchtbarkeit und eine bewusste Kreislaufwirtschaft. Dieser positive Effekt von eindeutigen und umfassenden Verboten ist ein wichtiger Grund dafür, warum bei vielen Praktikern und Praktikerinnen des ökologischen Landbaus tiefe Skepsis gegenüber dem technischen und technologischen Fortschritt besteht. Es wird aus gutem Grund befürchtet, dass kurzfristige Korrekturmaßnahmen die vorbeugenden, systembezogenen Maßnahmen überflüssig machen. Auch die Anbauorientierung des Ökolandbaus ließen theoretisch eine einseitige Ausrichtung auf die Ertragsbildung zu. In der praktischen Umsetzung führt dies allerdings rasch zu produktionstechnischen Problemen (z.B. führt eine einseitige Fruchtfolge zu unkontrollierbaren Verunkrautungen) oder zu wirtschaftlichen Nachteilen (z.B. durch den Zukauf von teuren organischen Stickstoffdüngern).

Der Ökolandbau ist ein Gesamtpaket von Maßnahmen und fördert mehrere Umweltgüter gleichzeitig. Dieser Ansatz wird mitunter von Ökonomen und Ökonominen mit Bezugnahme auf die Tinbergen-Regel (Tinbergen 1956) kritisiert, weil mit Einzelmaßnahmen oft effizienter eine höhere Teilwirkung erzielt werden kann. So können zum Beispiel durch die Förderung von Hecken, Blühstreifen und Feldsäumen auch in der konventionellen Landwirtschaft rasch

Habitatstrukturen und Lebensräume geschaffen werden, welche die Artenvielfalt wirksam erhöhen. Ein weiteres Beispiel ist der pfluglose Anbau, der unter Umständen zu einer deutlicheren und schnelleren Verbesserung der Bodenstruktur führen kann als ein langjähriger ökologischer Ackerbau mit regelmäßigem Pflugeinsatz (Derpsch *et al.* 2019).

Diese Einzelmaßnahmen können jedoch im Konflikt mit anderen Umweltzielen oder Umweltgütern stehen. So verhindert der pfluglose Anbau die Reintegration von Klee gras in die Fruchtfolge, erschwert die Ausbringung von organischen Düngern und erfordert in der Breite der landwirtschaftlichen Praxis den Einsatz von Breitbandherbiziden wie Glyphosat. Auf der anderen Seite zeigen zahlreiche Studien indessen, dass die Kombination von ganzflächigem Ökolandbau mit einzelnen Agrarumweltmaßnahmen sehr wirksam ist und hohe Synergieeffekte mit sich bringt (Schader 2013). So steigt zum Beispiel die Artenvielfalt der Insekten überproportional an, wenn zwischen ökologischen Vorrangflächen und herbizid- und insektizidfreien Agrarflächen Interaktionen und Migrationen möglich sind (Piffner und Luka 2003).

Neben seiner ökologischen Vorzüglichkeit wird der Ökolandbau von der Bevölkerung auch als soziale Innovation wahrgenommen. Als Folge davon ist er Teil zahlreicher Bewegungen im urbanen und peri-urbanem Umfeld. Diese Art der landwirtschaftlichen Produktion wird in Zukunft stark an Bedeutung gewinnen, weil das Wachstum urbaner Zentren ungehindert voranschreitet.

Der Ökolandbau hat neben seinen Stärken auch verschiedene Schwächen. Diese können erstens einem Mangel an Grundlagen- und angewandter Forschung entspringen. Denn trotz großer Bemühungen der Länder, des Bundes und der EU, die Herausforderungen der ökologischen Land- und Ernährungswirtschaft in die bestehenden Forschungsförderstrukturen aufzunehmen oder mit eigenständigen Forschungsprogrammen zu fördern, bestehen nach wie vor große Defizite. Schwächen können zweitens auch auftreten, weil zwischen verschiedenen Zielen und Erwartungen Widersprüche und Zielkonflikte bestehen. Drittens können Schwächen auch das Ergebnis mangelnder Mindestvorschriften in den gesetzlichen und privaten Richtlinien des Ökolandbaus sein. Oder sie können viertens auch systemimmanent und deshalb wohl unvermeidbar sein.

1. Schwächen, die durch mehr Forschung ausgeglichen werden können, sind zum Beispiel:

- ▶ Mangelnder Schutz vor Pflanzenkrankheiten bei den Sonderkulturen Obst, Wein, Gemüse und Kartoffeln sowie zu einem geringeren Maße auch bei ackerbaulichen Kulturen. Dies verursacht zum Teil bedeutende Ertragsverminderungen und führt zu Mängeln bei der äußeren Qualität, welche wiederum den vermarktbaren Ertrag und die Transport- und Lagerfähigkeit (*Shelf Life*) einschränken können. Hier besteht ein Zielkonflikt mit den Bemühungen, die Lebensmittelverluste zu reduzieren. Die direkte Regulierung von Pflanzenkrankheiten erfolgt teilweise mit sehr alten Wirkstoffen (z.B. kupfer- und schwefelhaltige Fungizide, Kaliumbicarbonat), welche aber nicht mehr dem Anforderungsprofil eines modernen Pflanzenschutzes entsprechen.
- ▶ Mangelnder Schutz vor Schaderregern in einzelnen ackerbaulichen Kulturen. Einzelne Schaderreger wie z.B. der Raps glanzkäfer verursachen in manchen Jahren große Ertragsausfälle. Sie können nur mit biologischen Insektiziden bekämpft werden, welche ein breites Wirkungsspektrum haben und als bienengefährlich eingestuft sind (z.B. das mikrobielle Produkt Spinosad).

- ▶ Saat- und Pflanzgut, welches nicht optimal auf die Bewirtschaftungsumwelt des Ökolandbaus abgestimmt ist. Dieses ist durch langsamer fließende Nährstoffquellen, anders geartete Interaktionen zwischen Nutzpflanzen, Unkräutern und Pathogenen sowie durch andere Anbauformen (Mischkulturen, andere Fruchtfolgen, andere mechanische Belastungen) geprägt.
- ▶ Ungenügende Kenntnisse des Nutzens von Ökosystemdienstleistungen (z.B. des Mikrobioms unterschiedlicher Böden oder der Funktionalität der Biodiversität) für die Ertragsbildung, Ertragsstabilität und die ernährungsphysiologische Qualität von Lebensmitteln.
- ▶ Der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel macht i.d.R. tiefes und dauerhaftes Pflügen sowie häufige Überfahrten vor allem in Sonderkulturen notwendig. Das kann zu Bodenverdichtungen und zur Mineralisierung von Bodenkohlenstoff führen (Schjønning *et al.* 2002; Crittenden *et al.* 2015; Williams und Hedlund 2013). Forschung und Beratung sind notwendig, um reduzierte Bodenbearbeitungssysteme in der Praxis des ökologischen Pflanzenbaus zu etablieren.

2. Schwächen, die aus Zielkonflikten im Ökolandbau entstehen, sind zum Beispiel:

- ▶ Der Mangel an natürlichen Quellen von essentiellen Aminosäuren (z.B. Methionin, Lysin) senkt die Futtermittelverwertungseffizienz von Schweinen und Hühnern, was mit zusätzlichen Kosten und mit höheren Nährstoffbelastungen der Böden verbunden ist. Aminosäuren aus chemischer Synthese und aus gentechnisch veränderten Organismen entsprechen nicht dem übergeordneten Ziel des Ökolandbaus nach „Natürlichkeit“ und dem Bestreben, die Anforderungen des Ökolandbaus durch vollständige Rückverfolgbarkeit durchzusetzen. Allerdings zeigt auch das Beispiel von Vitamin B2 (Riboflavin), dass durch innovative Forschung und Entwicklung unter Umständen Lösungen gefunden werden können. Eine flüssige, hefebasierte Fermentationslösung für Futtermittel ist als Alternative zu gentechnisch produziertem B2 in Entwicklung (Oehen *et al.* 2010).
- ▶ Die ungenügende Qualität und die mangelhafte Trennung von Wert- und Schadstoffen bei verschiedenen Quellen von organischen Abfallmaterialien verunmöglicht oft eine konsequente Kreislaufwirtschaft, da das Vorsorgeprinzip resp. die Vermeidung von potentiellen Risiken im Ökolandbau sehr hoch gewichtet wird. So werden neue Möglichkeiten der Klärschlammaufbereitung und der Rezyklierung von Phosphor weniger genutzt als in der konventionellen Landwirtschaft.
- ▶ Die Grundsätze der Verarbeitung von ökologischen Lebensmitteln können in der Herstellung zu einem höheren Rohstoffverbrauch und zu höheren Kosten führen (siehe zum Beispiel die Restriktionen bei Lebensmittelzusatzstoffen und Verarbeitungshilfsstoffen).
- ▶ Die starke Betonung der Natürlichkeit und der Naturbelassenheit als wesentliches Merkmal des Ökolandbaus (Verhoog *et al.* 2003), führt zu einer ablehnenden Einstellung gegenüber der technischen und technologischen Innovation, was Weiterentwicklungen im Sinne der nachhaltigen Effizienzsteigerung und der Verminderung des Ressourcenverbrauchs verhindern kann (Müller *et al.* 2017). Das Gegensatzpaar „Natürlichkeit“ und „Künstlichkeit“

wird dabei sehr häufig auf den ökologischen und den konventionellen Landbau angewandt. Beide Anbausysteme sind jedoch «künstlich». Machado (2004) verwendet den Begriff Natürlichkeit im Naturschutz wie folgt: „*The term natural is used to define anything that has not been made or influenced by humans, particularly by technology*“. Im Gegensatz dazu wären beide Anbausysteme (ökologisch und konventionell) «natürlich», wenn man die Definition von Corner (1997) heranzieht. Er sieht den Menschen als Teil der Natur, weshalb alle Aktivitäten von Menschen als natürlich bezeichnet werden müssten. Trotzdem wird der Begriff «Natürlichkeit» in der Beurteilung von Zukunftsoptionen und Techniken für den Ökolandbau oft stärker gewichtet als eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung. Diese Herangehensweise kann das Nachhaltigkeitsprofil des Ökolandbaus entscheidend schwächen.

3. Schwächen als Ergebnis mangelnder Mindestvorschriften in den gesetzlichen und privaten Richtlinien sind zum Beispiel:
 - ▶ In den gesetzlichen und privaten Öko-Richtlinien fehlen Mindestvorschriften für die Fruchtfolgegestaltung im ökologischen Landbau. Solche könnten zum Beispiel die Mindestanzahl von Fruchtfolgegliedern, die Integration von Leguminosen, das Management von Deck- oder Fangfrüchten (*cover and catch crops*; siehe Thorup-Kristensen *et al.* 2003; Wittwer *et al.* 2017) oder den Bodenbedeckungsgrad der offenen Ackerfläche über die Wintermonate beinhalten.
 - ▶ Die EU-Öko-VO schreibt keine verbindlichen Mindestanteile von ökologischen Vorrangflächen vor. Es existieren auch keine Vorschriften oder Empfehlungen über die Vernetzung solcher Elemente. Damit einzelne Lebensräume nicht zu Biotopinseln werden, sind Korridore für Tiere und Pflanzen lebenswichtig (Fortpflanzung, Beutezüge). Da die Verarmung der Habitate und Landschaftsstrukturen der Hauptgrund für den Rückgang der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft ist (Niggli *et al.* 2019), wiegen diese Defizite schwer.
 - ▶ Die Nutzungshäufigkeit und die Nutzungstermine des Dauergrünlands - in vielen Ländern die wichtigsten Ökoflächen - ist in den Öko-Richtlinien nicht geregelt. Viele ökologische Betriebsleiter und Betriebsleiterinnen neigen dazu, Wiesen und Weiden eher früh zu nutzen, um genügend Futterproteine zu ernten. Da Dauergrünland zu den Hotspots der Biodiversität gehört, würden Vorschriften zur zeitlich gestaffelten Nutzung und Nutzungshäufigkeit viel bringen.
4. Schwächen, die systemimmanent und deshalb wohl unvermeidbar sind. Beispiele dafür:
 - ▶ Zwischen den verschiedenen Ökosystemdienstleistungen bestehen zurzeit unüberwindbare Gegensätze (*trade-offs*). Dies gilt vor allem zwischen den bereitstellenden Dienstleistungen (z.B. Nahrung, Faserstoffe und anderen vom Mensch genutzte Rohstoffe) und den unterstützenden (z.B. Bodenfruchtbarkeit, genetische Vielfalt), den regulierenden (bezüglich Klima, Wasserabfluss resp. -qualität oder Populationsdynamik von Nutz- und Schadorganismen) und den kulturellen Dienstleistungen (Naturtourismus, Erholungswert der Landschaft). Deshalb haben alle Ökologisierungstrategien eine geringere Produktivität, nicht nur der Ökolandbau.

- Die ökologische und dem Tierwohl verpflichtete Erzeugung von Lebensmitteln ist deutlich teurer als die konventionelle Landwirtschaft, die sich an den gesetzlichen Mindeststandards der Landwirtschaft, des Umweltschutzes und der Lebensmittelsicherheit ausrichtet. In Europa kennt man deshalb das *Push&Pull*-Konzept, welches den Anteil des Ökolandbaus über Flächenprämien und höhere Verbraucherpreise reguliert. In vielen Ländern der Welt sind hingegen nur die Nachfrage der (Export-)Märkte ein Anreiz für die Umstellung oder die Nachfrage auf den Heimmärkten wird durch Importe aus Billiglohnländern gedeckt (USA).

4.2 Innovationen zur Optimierung des Ökolandbaus

Um das Potential des Ökolandbaus für eine nachhaltige Landwirtschaft und Ernährung auszuschöpfen, müssen (1) mehr Lebensmittel auf ökologisch vorteilhafte Weise produziert werden, (2) die ökologische Landwirtschaft und seine Methoden für weitere Landwirtinnen und Landwirte attraktiver werden und (3) die Nachhaltigkeit ganzheitlich verbessert werden. Nur so wird der Ökolandbau für die Nachhaltigkeit der gesamten Landwirtschaft relevant werden. Dies wird durch die im Folgenden beschriebenen Maßnahmen erreicht.

4.2.1 Grundsätzliche Veränderung des Konzeptes des Ökolandbaus

Der Ökolandbau hat es geschafft, drei gesellschaftliche Phasen ohne grundlegende konzeptionelle Brüche zu überdauern. Die unstrukturierte Ideenküche der Pionierzeit (1900 bis 1970) kann als Bio 1.0 beschrieben werden. Anschließend setzte eine Phase der privaten Harmonisierung der Anbau Richtlinien ein (mit dem Hauptakteur IFOAM zwischen 1975 und 1985) gefolgt von Übernahmen in Gesetzestexte (ab 1990). Seit der ersten EU-Öko-VO (1992) dominiert der Verbraucherschutz die Gesetzgebung. Es ging und geht auch heute noch darum, die Verbraucher und Verbraucherinnen vor missbräuchlichen Versprechungen respektive Täuschungen der Landwirte und Landwirtinnen bezüglich der Anwendung von landwirtschaftlichen Betriebsmitteln und Techniken zu schützen. Diese Priorität wurde bereits durch die verbandlichen Richtlinien in den 1970er und 1980er Jahre eingeschlagen. Der Schutz der Verbraucher und Verbraucherinnen bedeutet in den allermeisten Fällen die Garantie, dass die Produzierenden die zahlreichen Verbote einhalten. Das Ergebnis dieser Entwicklung wird hier mit dem Begriff Bio 2.0 zusammengefasst.

Diese starke Gewichtung von einschneidenden Beschränkungen für die Produzierenden hatte auch einen theoretischen Hintergrund im Konzept von sich selbstregulierenden Systemen, welche von negativen und positiven Rückkoppelungsmechanismen geprägt waren (Bateson 1972). Ein biologisches System sollte fähig sein, durch Rückkopplungsmechanismen auf interne und externe Prozesse und Einflüsse so zu reagieren, dass ein dynamischer Gleichgewichtszustand garantiert ist. Während kleinere Gleichgewichtsstörungen über Prozesse negativer Rückkoppelung wieder ausgeglichen werden können, leiten zu große Störungen exponentiell verlaufende Änderungen ein. Es handelt sich um positive Rückkoppelungen. Die damals von der intensiven Landwirtschaft praktizierte Stickstoff- und Phosphordüngung und der chemisch-synthetische Pflanzenschutz wurden folglich als solche zu großen Systemstörungen wahrgenommen und abgelehnt.

Seither wird versucht den ökologischen Landbau weiterzudenken und zu entwickeln. Aus einem Diskussionsprozess mit den Anbauverbänden entstand ein Konzept eines Ökolandbaus, welcher sich konsequent in Richtung Nachhaltigkeit ausrichtet, in Richtung Beste Praxis weiterentwickelt und aus der Nische austritt (Bio 3.0; Niggli 2015b).

Da sich das Verständnis der Wissenschaften konstant und stark erweitert, entstehen beständig neue Grundlagen und Potentiale für eine nachhaltige Landwirtschaft, welche auf bestmögliche Weise versucht die Produktivität mit weniger negativen Umweltwirkungen zu vereinbaren. So berücksichtigt das im Kapitel 4.1 beschriebene Konzept der Ökosystemdienstleistungen auch die globale Ernährung einer wachsenden Zahl von Menschen und stellt deshalb die Minimierung von Zielkonflikten (*trade-offs*) ins Zentrum. Zur Beschreibung der nachhaltigen Ernährung innerhalb der sicheren planetarischen Grenzen werden zunehmend präzisere quantitative und qualitative Indikatoren und Messgrößen entwickelt. Diese Bewertungen sind grundsätzlich auf alle Untersuchungsebenen anwendbar, d.h. sowohl für einzelne landwirtschaftliche Maßnahmen, Landwirtschaftsbetriebe, Regionen und Wertschöpfungsketten, aber auch Anbausysteme und agrarpolitische Fördersysteme. Abbildung 16 stellt die Entwicklungsphasen des Ökolandbaus über die Zeit dar.

Abbildung 16: Die Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft von der Pionierzeit in die Zukunft



Quelle: FiBL

Im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Anbaupraktiken, welche sich schwerpunktmäßig über eine negative Abgrenzung gegenüber einem Teil des technisch-wissenschaftlichen Fortschritts auszeichnen, entstehen heute neue Ansätze, welche Nachhaltigkeit über eine Verbindung von Systemdifferenzierung und umweltfreundliche moderne Technologien zu erreichen versuchen. Anstelle von Verboten stehen also Ergebnisse im Vordergrund. Bei den Ergebnissen wird zwischen dem *Outcome* und dem *Impact* unterschieden. Mit *Outcome* werden in der Regel die direkten, kurz- bis mittelfristigen Effekte von Maßnahmen beschrieben. So führt zum Beispiel eine Verpflichtung, 10 % der Betriebsfläche nicht mit landwirtschaftlichen Kulturen zu nutzen, zu einer Zunahme von Hecken und anderen ökologischen Vorzugsflächen. Als indirekte, eher langfristige Wirkung (*Impact*) erhöhen sich damit die Habitatsqualität und die Biodiversität in einer Region sehr deutlich.

Diese wirkungsorientierte dynamische Betrachtung sollte in Zukunft stärker in den Ökolandbau einfließen (Bio oder Ökolandbau 4.0, siehe Kapitel 5). Die ökologische Landwirtschaft würde

technologieoffener und das Prinzip eines sorgfältigen, faktenbasierten Umgangs mit Zielkonflikten (*trade-offs*) käme zur Anwendung. Werkzeuge für diesen Prozess sind Methoden der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung, welche die Dimensionen „Ökologische Integrität“, „Ökonomische Resilienz“, „Soziales Wohlergehen“ und „Gute Unternehmensführung“ abbilden. Aktuell sind im deutschsprachigen Raum u.a. folgende Werkzeuge dazu verfügbar: SMART des FiBL¹, REPRO der INL – Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH² und SALCA von Agroscope³. Alle drei haben zwar eine unterschiedliche Herangehensweise und basieren auf unterschiedlichen Daten und Algorithmen. Alle haben aber ein großes Potential, um Transformationsprozesse in der Landwirtschaft insgesamt, aber auch im Ökolandbau zu begleiten. Alle drei Methoden haben indessen noch weiteren Entwicklungsbedarf.

Die Ergebnisorientierung, die Überprüfung der tatsächlichen Wirkungen und das Monitoring der Betriebe ist also die Grundvoraussetzung für eine weitere Verbesserung des Ökolandbaus. Gleichzeitig kann damit ein besseres und entkrampfteres Gleichgewicht zwischen den verschiedenen Dimensionen der Innovation, welche sozialer, der ökologischer und technischer Natur sind, gefunden werden.

4.2.2 Fortschritte und Verbesserungen dank neuen wissenschaftlich-technischen Innovationen

Im ökologischen Landbau ist die standörtliche Einbettung von wissenschaftlich-technischem Wissen eine wichtige Errungenschaft. Dabei spielt das Praxiswissen und die lokale Erfahrung der Landwirtinnen und Landwirte eine wichtige Rolle. Da *High-Input-Systeme* die örtlichen Wachstumsbedingungen stärker vereinheitlichen als *Low-Input-Systeme*, ist der bäuerliche Erfahrungshintergrund und das über Generationen tradierte Wissen im Ökolandbau wichtiger. Allerdings ist dieser Unterschied in der Praxis des konventionellen und ökologischen Landbaus oft nicht so stark ausgeprägt, wie das in der Theorie dargestellt wird, weil konventionelle und ökologische Betriebe in Regionen mit gleichen standörtlichen, klimatischen und sozioökonomischen Bedingungen einander oft sehr ähnlich sind.

Die Rolle der Landwirte und Landwirtinnen als Innovationsquelle ist in allen landwirtschaftlichen Wirtschaftsweisen von großer Bedeutung. Dies betrifft zum Beispiel die Entwicklung oder Anpassung von Maschinen und Geräten, die Optimierung von Tierhaltungssystemen und die Verbesserung der Anbautechnik in allen Kulturen. Da mangels öffentlicher und privater Forschung und Entwicklung der Leidensdruck in der ökologischen Landwirtschaft jahrzehntelang groß war, wurde die Eigeninitiative der ökologisch wirtschaften Betriebsleiterinnen und -leiter besonders angespornt. Diese gute Ausgangslage sollte auch in Zukunft erhalten und weiter ausgebaut werden, auch wenn der Öko-Landbau heute sehr viel besser von der Forschung unterstützt wird als früher. Der ausgeprägte partizipative Duktus in der Ökolandbauforschung ist ein wesentlicher Vorteil, sowohl was die Diversität der Inhalte, die Geschwindigkeit des Erkenntnisgewinns wie auch die Kosten der Forschung anbelangt. Eingebettet in das Praxiswissen vor Ort kann die wissenschaftliche Forschung noch bedeutende Fortschritte für den Ökolandbau bringen, welche seine Zukunftsfähigkeit und agrarpolitische Bedeutung positiv verändern.

¹ <https://www.sustainable-food-systems.com/>

² <http://www.nachhaltige-landbewirtschaftung.de/>

³ www.salca.ch

4.2.2.1 Digitalisierung

Die Präzisionslandwirtschaft wurde lange als ein nur der Integrierten Produktion dienendes Werkzeug abgelehnt, weil sie in den Anfängen vor allem zur sparsamen Ausbringung von mineralischen Düngern und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln genutzt wurde. Mittlerweile zeigen autonom arbeitende, leichtere Maschinen, verbunden mit GPS, Sensoren oder Kameras ganz neue Anwendungsmöglichkeiten auf, welche auch dem Ökolandbau dienen. Im Gemüsebau zum Beispiel sind Ökobetriebe bereits die führenden Anwender solcher Technologien. Die Echtzeit-Verarbeitung der laufend gewonnenen Informationen ist dank schneller Funksysteme, großer Datenbanken mit Referenzdaten und geeigneten Algorithmen möglich. *Deep Learning* und künstliche Intelligenz führen in der landwirtschaftlichen Praxis zu immer besseren Ergebnissen.

Beispiele solcher Weiterentwicklungen sind der Streifen- und Kontur-Anbau. Die Maschine erhält aus dem Luftbild Informationen über Geländeparameter und sät in regelmässigen Abständen verschiedene Kulturen, welche jährlich rotiert werden. Auch die präzise Unkrautregulierung basierend auf Computervision und autonomen Lenksystemen (z.B. GPS-gesteuerte Querhacken), frühe Krankheitsdiagnostik auf dem Feld, optimierte Düngung und Bewässerung durch Drohnen, GPS-gestützte Anlagen von Blühstreifen, sensorgestützte Krankheitsdiagnostik im Stall oder auch die Reduktion der Befahrung eines Feldes auf ein Minimum an permanenten Fahrspuren (*Controlled Traffic Farming - CTF*) sind Beispiele solcher Anwendungen. Vielversprechend ist beispielsweise die Kombination dieser Technologien mit pflugloser Bearbeitung oder permanent begrüntem Grasstreifen.

Für die ökologische Landwirtschaft können folgende Vorteile entstehen: Mechanische Eingriffe zur Regulierung von Unkräutern und – bei fortschreitender technologischer Entwicklung - auch Schädlingen werden gezielter, wirksamer, energiesparender und bodenschonender. Bei Sonderkulturen, wo bei starker Verunkrautung teilweise noch thermische Verfahren der Unkrautregulierung angewandt werden, kann sehr viel Energie gespart werden. Organische Dünger können dank Bodensensoren in Echtzeit sparsamer und gezielter eingesetzt werden. Streifen- und Mischanbau werden weniger aufwändig. Moderne Diagnostik-Tools erlauben die Früherkennung von Primärinfektionen bei Krankheiten und eine rasche Entfernung infizierter Pflanzen. Multi- und Hyperspektralanalysen von Drohnen liefern Informationen über den Nährstoffgehalt, die Wuchsfreudigkeit, die Wasserversorgung und über Krankheitssymptome und helfen dabei, Bewirtschaftungsfehler zu vermeiden. Die Überwachung von Tieren mit mobilen Sensoren am Tierkörper und stationären Sensoren in den Stallungen und auf den Weiden ermöglichen frühzeitige Diagnosen und eine Verbesserung der therapeutischen Behandlungen. Generell führt die Datenerhebung und -auswertung zu einer vertieften Kenntnis komplexer Zusammenhänge und fördert die systembezogenen, vorbeugenden Maßnahmen. Zweifellos sind Aspekte der Digitalisierung in der Landwirtschaft kritisch zu hinterfragen – z.B. der dafür notwendige Ausbau der 5G-Technologie („eine Cloud über jedem Acker“), der hohe Energieverbrauch bei Anbietern von Serverleistungen und die Frage des Eigentums, des Zugangs und der Nutzung von betriebsindividuellen Daten. Im Allgemeinen wird aber die Digitalisierung im Ökolandbau weniger kritisch diskutiert als andere technologische Innovationen und vielfach als Fortsetzung mechanischer Verfahren betrachtet.

4.2.2.2 Pflanzenschutz und Züchtung

Ernteausfälle durch Krankheiten und Schädlinge aber auch durch ungünstige oder extreme Wetterereignisse sind eine zentrale Ursache von Produktionsverlusten und bedingen einen ökologisch schädlichen Einsatz von Betriebsmitteln, teilweise auch im ökologischen Landbau. Großer Handlungsbedarf besteht v.a. bei Obst, Reben, und Kartoffeln, wo große Mengen an

umweltbelastenden Fungiziden (Kupfer) und einzelne breit wirkende Insektizide eingesetzt werden. Die notwendige Innovation besteht in der Entwicklung von effektiveren und weniger schädlichen Pflanzenschutzmaßnahmen. Diese sollen auf der Pflanzenschutzpyramide basierend (siehe Abbildung 6), das ganze Anbausystem einbeziehen und modernste Technologien nutzen. Dazu müssen existierende Produkte und Methoden optimiert werden (z. B. repellente Duftstoffe, resistenzinduzierende Naturstoffe, funktionelle Biodiversität) und neue entwickelt werden (u.a. Pflanzenschutzmittel auf Basis neu entdeckter Natursubstanzen, neue Biocontrol-Organismen, mikrobielle Suspensionen, Nanotechnologie und innovative Maschinen und Technologien; siehe Punkt 1).

Chancen ergeben sich auch aus der Mikrobiomforschung und der rasanten Entwicklung neuer molekularer und digitaler Techniken, welche Zugang zu den Mikrobiomen von Pflanzen, Tieren und Böden und deren Funktionen generieren. Einblicke in diese komplexen mikrobiellen Gemeinschaften fördern eine effektive biologische Kontrolle von Pflanzenschädlingen.

Auch die Pflanzenzüchtung bietet Möglichkeiten, Ernteauffällen entgegenzuwirken und die Nachhaltigkeit zu erhöhen. Es müssen neue Sorten gezüchtet werden, welche auch und insbesondere unter ökologischen Anbaubedingungen hohe Erträge liefern (Ponisio *et al.* 2015). Zentral ist auch die Zucht resistenter, toleranter und an Wetterextreme angepasster Sorten und Kulturen, sowie von Pflanzen, welche auch bei zunehmendem Trockenheitsstress zur Verbesserung der Stickstoffnutzung beitragen. Wichtige Innovationspfade bestehen in der Zucht von Hülsenfrüchten (Leguminosen) als Stickstofffixierer und Eiweisslieferanten, sowie Soja mit verbesserter Unkrauttoleranz bei gleichzeitiger Eignung für die Verarbeitung zu Tofu und anderen zum menschlichen Verzehr geeigneten Produkten.

Sowohl die klassische als auch die moderne Pflanzenzüchtung einschließlich CRISPR/Cas und RNAi, bieten Möglichkeiten, solche speziell angepassten Sorten zu entwickeln. Allerdings haben diese zwar schnellen aber kontrovers diskutierten molekulargenetischen Methoden der Mutagenese gegenwärtig keinen Platz im Ökolandbau und werden grundsätzlich abgelehnt. In der aktuellen Diskussion werden von den Biozüchterinnen und Biozüchtern auch seit langem etablierte Methoden der Erweiterung des Kreuzbarkeits-Pools wie z.B. die Hybridisierung, CMS, Embryokultur, Chromosomenverdoppelung abgelehnt.

Vor diesem Hintergrund ist eine starke finanzielle Förderung der traditionellen Kreuzungszüchtung in *Low-Input* und ökologischen Anbausystemen erforderlich. Die Finanzierung dieser gewaltigen Anstrengung ist zurzeit nicht gelöst. Die wichtige Rolle der ökologischen Landwirtschaft besteht darin, das Wissen und die Technik der Kreuzungszüchtung zu bewahren und weiterzuentwickeln, ggf. auch unterstützt durch genetische Marker und genomische Selektion. Es ist durchaus wahrscheinlich, dass für die konventionelle Landwirtschaft außerhalb von Europa bald eine Vielzahl von ökologisch vorteilhaften Sorten zur Verfügung stehen werden, die aber mit Züchtungsmethoden realisiert wurden, die im Ökolandbau nicht anerkannt sind (Modrzejewski *et al.* 2018).

4.2.2.3 Optimales Nährstoffmanagement und Bodenfruchtbarkeit

Stickstoff ist der zentrale ertragslimitierende Faktor in der ökologischen Landwirtschaft (Ponisio *et al.* 2015). Er muss durch die konstante Zufuhr von Humus, organischen Düngern und Gründüngung (vor allem Leguminosen) bereitgestellt werden. Zugleich geht Stickstoff leicht durch Auswaschung oder gasförmige Verluste in die Umwelt verloren, belastet dadurch die Gewässer und trägt zum Klimawandel bei. Innovationen, welche die Bewirtschaftung des Stickstoffs optimieren, sind daher für eine nachhaltige und ertragreiche ökologische Landwirtschaft zentral. Zusätzlich zur züchterischen Verbesserung von Leguminosen bestehen Möglichkeiten im Bereich Mikroben-Pflanzen-Interaktionen, in der Verbesserung von

Fruchtfolgen, in der Verminderung von Stickstoffverlusten in der Tierhaltung, in der Weiterentwicklung von Hof- und Recyclingdüngern und in der Düngungsplanung (siehe auch Digitalisierung). Auch Futtermittel auf der Basis von rezyklierten Nährstoffen und Lebensmittelabfällen helfen Stickstoffkreisläufe zu schliessen. Die Integration von Pflanzenkohle kann die Aktivität N₂O-reduzierender Mikroben fördern (Krause *et al.* 2018). Im Gegensatz dazu sind die Potentiale weiterer Ertragserhöhungen durch Steigerung der Bodenfruchtbarkeit vermutlich nahezu ausgeschöpft (Mäder *et al.* 2002).

Einen starken Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit und den Erosionsschutz hat die Bodenbearbeitung, da intensives Pflügen und häufige Überfahrten die positiven Umweltwirkungen, die durch organische Düngung und vielseitige Fruchtfolgen entstehen, wieder aufheben können (Schjønning *et al.* 2002; Crittenden *et al.* 2015; Williams und Hedlund 2013). Innovationen und Anbaustrategien, welche eine reduzierte bzw. pfluglose Bodenbearbeitung auch im Ökolandbau ermöglichen, haben daher großes Potential (Cooper *et al.* 2016).

Ein weiterer Ansatzpunkt ist die Verfügbarkeit von Phosphor. Die natürlichen P-Lagerstätten sind eine endliche Ressource und der P-Kreislauf ist auch auf Ökobetrieben nicht geschlossen. Um die Produktivität zu erhalten, muss deshalb vor allem der Ökolandbau den Phosphor aus den Haushalten rezyklieren. Ein interessanter, noch nicht ganz praxisreifer Ansatz ist zum Beispiel ein nass-chemisches Verfahren (Phos4Life®), das den Phosphor umweltschonend der Klärschlamm-Asche entzieht, welcher als handelsübliche Phosphorsäure eingesetzt werden kann (Mehr und Hellweg 2018). Der so gewonnene Phosphor wird aber nach derzeitiger Rechtslage - trotz günstiger Ökobilanz - im Ökolandbau nicht zugelassen werden. Einerseits wegen des chemischen Extraktionsverfahrens und andererseits wegen der (zu) guten Pflanzenverfügbarkeit der gewonnenen Pflanzennährstoffe. Die in Zukunft sehr wichtige Wertstoffgewinnung aus Abfällen (*urban mining*) entspricht dem *cradle-to-cradle*-Prinzip, entsprechende Verfahren werden es aber in der ökologischen Landwirtschaft wegen möglicher Richtlinienverstöße schwer haben.

4.2.2.4 Effizienzsteigerung und Konflikte in der Tierhaltung

Zahlreiche Umweltprobleme der konventionellen Tierhaltungspraxis finden sich auch im Ökolandbau: Beispielsweise wird in der Rindviehhaltung zu viel Kraftfutter eingesetzt, die Futtermittelverwertung von Schweinen und Geflügel kann deutlich verbessert werden. Der Ökolandbau sollte die Forschung im Fütterungsbereich auf die Nutzung von alternativen Proteinquellen durch Monogastriden vorantreiben, so dass weniger Ackerflächen für Futtergetreide genutzt werden. Die Fütterung und Zucht des Rindes sollten sehr stark auf die effiziente Nutzung des Raufutters ausgerichtet sein. Ohne diese grundsätzlich andere Ausrichtung der Tierproduktion führt der Ökolandbau unter der Annahme gleichbleibender Ernährungsgewohnheiten zu einer starken Zunahme des landwirtschaftlichen Flächenverbrauchs (Müller *et al.* 2017).

In der Tierhaltung müssen Innovationen im Ökolandbau darauf abzielen, die bestehenden Konflikte zwischen Tierwohl, Produktivität und Nachhaltigkeit zu lösen. Hierfür bestehen zum Beispiel Möglichkeiten in der Aufzucht und Fütterung von Jungtieren und der Leistung von Milchkühen. Mit wirkstoffreichen Pflanzen lässt sich in Tiermedizin, Parasitologie und Tierernährung das Tierwohl mit einer Fütterung vereinbaren, welche in kleinstmöglicher Nahrungskonkurrenz zum Menschen steht. Berechnungen von Meier *et al.* (2017) zeigen eine negativ exponentielle Korrelation zwischen der Klimabilanz und Leistung von Milchkühen. Die Steigerung der Leistung ab rund 12.5 kg pro Tag führt nur noch zu einer geringfügigen Reduzierung der Klimabilanz in der Milchproduktion. Entgegen früher

Studien, die die produktbezogene Klimabilanz der Milchproduktion lediglich mit der Jahresmilchleistung pro Kuh in Zusammenhang gebracht haben, zeigen diese Analysen, dass die Lebensstagesleistung der weitaus geeignetere Indikator für eine klimafreundliche Milchproduktion ist. Daraus öffnet sich auch das Feld an Handlungsoptionen, um die Öko-Milchproduktion klimafreundlicher zu machen: Langlebige und gesunde Kühe sind im Grundsatz ein wichtiges Ziel des Ökolandbaus. Eine Erhöhung der Anzahl Laktationen macht nicht nur die Öko-Milchproduktion klimafreundlicher, sondern bringt die Milchproduktion auch wieder zurück zu den ursprünglichen Zielen der ökologischen Produktion, die sich durch eine hohe Standortangepasstheit auszeichnet (Meier *et al.* 2017). Eine Vielfalt von passenden Genotypen ist hierfür unerlässlich. Zweinutzungsrasen verbinden das Tierwohl mit optimierter Produktivität innerhalb der ökologischen Landwirtschaft. Innovationen aufgrund von Erkenntnissen der Mikrobiom-Forschung können die Tiergesundheit und Widerstandsfähigkeit weiter unterstützen und so die Notwendigkeit tierärztlicher Behandlungen reduzieren.

Zusätzlicher Innovationsbedarf besteht in der Weiterentwicklung von Haltungssystemen zur Reduzierung des Nährstoffaustrags. Es bestehen Ansätze bei Legehennen-Ställen (Deerberg und Heß 2017) und in der Freilandhaltung von Schweinen (Eriksen *et al.* 2006; Quintern und Sundrum, 2006). Eine weitere Verbesserung ergibt sich durch die Weidenutzung einzelner Fruchtfolgeglieder (Brandt *et al.* 2004; Hörning *et al.* 2011), welche jedoch teilweise ungenügend umgesetzt werden (Sanders und Heß 2019).

4.2.3 Sind die Verbote tabu?

Wir haben schon festgestellt, dass der Ökolandbau verstärkt über Handlungsanweisungen statt über Verbote weiterentwickelt werden sollte. Einen solchen zeitgemäßen Weg schlug zum Beispiel die Arbeitsgruppe Landwirtschaft im IPCC Report ein (Smith *et al.* 2007). Sie listete alle Maßnahmen auf, welche die Landwirtschaft und das Ernährungssystem wählen können, um die Treibhausgasemissionen zu reduzieren und die Rückbindung von Kohlstoff in die Böden zu erhöhen. Dem Ökolandbau fehlt teilweise eine solche dynamische und ergebnisorientierte Betrachtungsweise. Deswegen gehen gewisse Biolabel-Programme mit zusätzlichen Nachhaltigkeitsstandards eigene Wege (Schader *et al.* 2016). Einige private Anbauverbände entwickelten auch Leitbilder für ihre Landwirtschaftsbetriebe, welche aber unverbindlich sind und deshalb keine verlässliche Wirkung entfalten. Die globalen Verhandlungen um die Äquivalenz von ökologischen Standards, welche den Warenaustausch von Produkten überhaupt ermöglichen, führen dazu, dass die Preise durch die gesetzlichen Mindeststandards geprägt sind und sich deshalb höhere freiwillige Standards nicht durchsetzen.

Der Ökolandbau kennt auch keine Güterabwägung (*trade-off*) zwischen der landwirtschaftlichen Produktivität und der Erhaltung der anderen Ökosystemfunktionen, wie das eigentlich im *Millenium Ecosystem Assesment* (MEA 2005) vorgesehen war. Dies würde in letzter Konsequenz zu einer wissenschaftlich geführten Risiko- und Nutzenabschätzung bei neuen Technologien und auch bei alten Praktiken führen. In dieser Studie wurden einige drängende Fragestellungen aufgezeigt, die nur auf diese Weise gelöst werden können und wo reine Verbote oder emotionale Kriterien wie zum Beispiel „Natürlichkeit“ die Zukunftsfähigkeit des Ökolandbaus gefährden. Solche Themen sind zum Beispiel die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Abfällen (das *cradle-to-cradle*-Prinzip), die modernen, molekular-biologischen Methoden der Mutagenese-Züchtung, die Herstellungsmethoden von Zusätzen und Verarbeitungshilfen bei Futter- und Lebensmitteln, die Nutzung von Nanotechnologie im Anbau, in der Verpackung und der Verarbeitung von Lebensmitteln sowie die Weiterentwicklung der Digitalisierung.

Die Frage, ob die Einschränkungen und Verbote in der ökologischen Landwirtschaft immer noch richtig gesetzt sind, muss laufend diskutiert werden. Dazu sind anerkannte und objektivierbare

Kriterien notwendig. Diese sollten sich nicht nur aus der Geschichte des Biolandbaus ergeben, sondern sich mit fortschreitendem Wissensstand aus der Forschung und Praxis weiterentwickeln.

5 Beitrag des Ökolandbaus zur notwendigen umweltgerechten Ausrichtung der Landwirtschaft in Deutschland

5.1 Einführung

Die Nachhaltigkeitsstrategie der Deutschen Bundesregierung und der aktuelle Koalitionsvertrag sehen vor, dass 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche bis 2030 ökologisch bewirtschaftet werden (BMEL 2017b; Bundesregierung 2018). Um den angestrebten Ausbau des ökologischen Landbaus zu erreichen – ohne dass sich der Flächenbedarf der Landwirtschaft erhöht – sind technische Fortschritte und eine konzeptionelle Weiterentwicklung des ökologischen Landbaus notwendig. Ein weiteres zentrales Ziel ist die Ökologisierung der konventionellen Landwirtschaft. Dafür spielt der ökologische Landbau eine zentrale Rolle als Innovations- und Ideenquelle.

Zu diesem Zweck haben wir aufbauend auf den vorangegangenen Analysen drei Szenarien als relevant identifiziert und formuliert:

- ▶ *Öko-Kontinuität*: der ökologische Landbau entwickelt sich innerhalb der bestehenden Regelungen kontinuierlich weiter („Öko-Kontinuität“).
- ▶ *Ökolandbau 4.0*: technischer Fortschritt und Innovation führen zu Ertragssteigerungen im ökologischen Landbau und Nachhaltigkeitsdefizite werden vermieden („Öko 4.0“).
- ▶ *Ökologisch optimierte Integrierte Produktion*: Zielsetzungen der Integrierten Produktion werden verbindlich („IP+“).

Im Folgenden werden zunächst die drei Szenarien beschrieben und qualitativ bewertet. Anschließend erfolgt eine quantitative Analyse der Auswirkungen der drei Szenarien auf die Umwelt. Dazu wurden die Szenarien mit dem FiBL-Betriebsmodell (Meier und Moakes 2019; Schader *et al.* 2014) für typische Ackerbau- und Milchproduktionssysteme in Deutschland modelliert.

Darauf aufbauend wird ein Leitbild für eine nachhaltige ökologische Landwirtschaft in Deutschland entworfen und die Funktion des ökologischen Landbaus als Bestandteil eines nachhaltigen und umweltgerechten Landwirtschaftssystems aufgezeigt.

5.2 Szenarien für die Ökologisierung der Landwirtschaft

5.2.1 Szenario „Öko-Kontinuität“

Beschreibung

Die ökologischen Standards wurden seit 70 Jahren entwickelt und vor 30 Jahren als gesetzliche Verordnung verbindlich gemacht. Sie bestehen (1) aus negativen Abgrenzungen zu der damals vorherrschenden landwirtschaftlichen Praxis und (2) aus positiven Zielformulierungen bezüglich wichtiger ökologischer und ethischer Nachhaltigkeitsstandards.

Die negativen Abgrenzungen bezogen sich anfänglich hauptsächlich auf den chemisch-synthetischen Pflanzenschutz, auf Herbizide und auf die mineralische Düngung. Reaktiver Stickstoff aus der Haber-Bosch-Synthese ist verboten, ebenso wasserlösliches Phosphat (Salze und Ester der Orthophosphorsäure). Im Verlaufe der letzten 30 Jahre wurde dieses

grundsätzliche Technologieverbot sukzessive auf andere Bereiche ausgedehnt (z.B. Gentechnik, chemisch und durch ionisierende Strahlung induzierte Mutationen, Genom-Editierung, naturidentische Pflanzenschutzmittel, Klärschlämme, zootechnische Eingriffe bei den Nutztieren, mit modifizierten Bakterien hergestellte Impfstoffe, Zusatzstoffe für die lebensmittelverarbeitende Industrie oder synthetische Vitamine und Aminosäuren in der Tierfütterung).

In den privaten Richtlinien und den staatlichen Verordnungen beziehen sich der überwiegende Teil der Anforderungen an Ökobetriebe auf diese negativen Abgrenzungen. Sie sind detailliert und strikt geregelt und führen bei Nichteinhaltung zu Sanktionen.

Die positiven Zielformulierungen betrafen in den Anfängen fast ausschließlich die Bodenfruchtbarkeit und die Kreislaufwirtschaft. Später wurde das Spektrum um die biologische Vielfalt, die Landschaftsqualität, die Luft- und Wasserqualität, den Klimawandel (Kohlenstoff-Speicherung und Reduktion der Emissionen von CO₂-Äquivalenten), das Tierwohl, die genetische Vielfalt der Nutzpflanzen und -tiere, die sozialen und ökonomischen Bedingungen der ländlichen Bevölkerung und die Nachhaltigkeit der Ernährung erweitert. Es handelt sich in der Regel um Zielformulierungen und nicht um quantitative oder qualitative Mindestanforderungen. Verstöße führen nicht zu Sanktionen.

Das Szenario „Öko-Kontinuität“ bedeutet eine stetige Fortführung dieser Praxis.

Bewertung dieses Szenarios

Die generellen Technologieverbote haben sowohl für die praktischen Anwender und Anwenderinnen wie für die Verbraucher und Verbraucherinnen Vorteile. Eine Nicht-Anwendung von potentiell umweltbelastenden Betriebsmitteln und Praktiken ist einfacher als eine verantwortungsbewusst dosierte Anwendung. Verbote lassen sich auch einfach überprüfen. Ein großer Vorteil besteht zudem bei der einfacheren Profilierung am Markt.

Generelle Verbote haben auch den Vorteil, dass sie systemstabilisierende indirekte Wirkung haben können. So fördert ein Verbot von leicht-löslichen Mineraldüngern eine bessere Schließung der Nährstoffkreisläufe, reduziert N-Verluste und fördert symbiotische Lebensgemeinschaften, welche nicht nur für natürliche, sondern auch für nachhaltige Agrarökosysteme sehr wichtig sind. Das sind z.B. Knöllchenbakterien in den Wurzeln von Hülsenfrüchten, welche Stickstoff gegen Kohlenhydrate austauschen oder Mykorrhizapilze, welche Wasser und Phosphor gegen Kohlenhydrate austauschen. Generelle Verbote von Pestiziden und Herbiziden fördern z.B. vielfältige Fruchtfolgen und den Anbau von Sorten, die gegen Schaderreger tolerant oder resistent sind.

Generelle Verbote haben aber auch Nachteile. Sie können zum Beispiel ineffiziente und teilweise sogar unökologische „Umwegstrategien“ fördern. So können zugefütterte essentielle Aminosäuren (z.B. Lysin, Methionin) bei monogastrischen Tieren (Schweine, Hühner) die Futtermittelnutzungseffizienz beträchtlich erhöhen. Da diese aus chemischer Synthese oder aus enzymatischer Produktion basierend auf Mikroorganismen mit rekombinanter DNA stammen sind sie im Ökolandbau verboten. In der Folge werden im Ökolandbau unabhängig von der Mastdauer höhere Futtermengen verfüttert als in der konventionellen Tiererzeugung, was wiederum zu einer höheren Phosphorbelastung, zu mehr Ammoniakemissionen und zu einem höheren Flächenbedarf führt.

Ein weiterer Nachteil ist, dass der technische Fortschritt verlangsamt ist. Dies kann teilweise durch eine bessere Nutzung von bäuerlichem Erfahrungswissen kompensiert werden, was oft auf den Standort bezogen zu besseren Lösungen führt. Aber ökologisch bewirtschaftete Felder

bleiben in der Breite der landwirtschaftlichen Praxis weniger produktiv und der Ertragsunterschied zum konventionellen Landbau nimmt perspektivisch eher zu.

Die weichen Zielformulierungen bezüglich ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit, die verschiedenen Umwegstrategien, gewisse ökologische Verlagerungseffekte, welche hauptsächlich wegen der niedrigeren Erträge entstehen, führen dazu, dass Ökobetriebe Defizite bei einzelnen der 21 Themen und 58 Unterthemen der Nachhaltigkeit haben (gemäß SAFA-Richtlinien der FAO (2014)). Die SAFA-Richtlinien erlauben ein einheitliches methodisches Vorgehen bei der Nachhaltigkeitsbewertung. Die Bewertung erfolgt stets in allen vier Dimensionen der Nachhaltigkeit („Ökologische Integrität“, „Ökonomische Resilienz“, „Soziales Wohlergehen“ und „Gute Unternehmensführung“) und ermöglicht mit seinem harmonisierten Ansatz eine transparente, messbare und überprüfbare Information, welche auf einer gemeinsamen Sprache basiert.

5.2.2 Szenario „Öko 4.0“

Beschreibung

Das Konzept „Ökolandbau 3.0“ (auch „Bio 3.0“) wurde sowohl durch den internationalen Dachverband IFOAM - Organics International wie auch durch die deutschsprachigen Ökoverbände als Weiterentwicklungsoption des Ökolandbaus in die Diskussion gebracht. Die wichtigsten Elemente waren (1) eine Modernisierung der Produktionstechnik, (2) ein stärkerer Fokus auf die Wirkung des Ökolandbaus auf eine umfassende Nachhaltigkeit, (3) eine stärkere Einbindung der Akteure entlang der ganzen Wertschöpfungskette und (4) eine Verbesserung der Qualitätssicherung und der Kommunikation mit den Verbrauchern.

Unser Szenario wurde bewusst „Öko 4.0“ genannt, um nicht mit den Weiterentwicklungsoptionen der Verbände verwechselt zu werden.

Bewertung dieses Szenarios

Die drei Hauptziele des Ökolandbaus sind in diesem Szenario, (1) eine gewisse Ertragssteigerung zu erreichen, (2) Nachhaltigkeitsdefizite zu vermeiden und (3) im wachsenden internationalen Handel mit Ökoprodukten Qualitätsprobleme zu vermeiden. Diese Hauptziele dienen der Strategie, das Flächenwachstum des Ökolandbaus zu ermöglichen.

Bei der Modernisierung der Produktionstechnik steht dabei die Verstärkung der Forschung im Vordergrund. Dieses Anliegen wurde auch vom Fachforum Ökologische Lebensmittelwirtschaft der Deutschen Agrarforschungsallianz (DAFA) als Forschungsstrategie aufgenommen und wird mittlerweile teilweise vom Bundesprogramm ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft finanziert. Allerdings ist die Überwindung der großen ertragslimitierenden Ursachen für die Forschung sehr kostenintensiv. Eine Verbesserung der Stickstoffnutzungseffizienz der Pflanzen und der Resistenzen gegen Schaderreger und Krankheiten mit den herkömmlichen Züchtungsmethoden würde eine eigenständige Züchtung bei allen Kulturpflanzen notwendig machen, was jährliche Zusatzkosten von 1 bis 2 Milliarden € in Europa verursachen würde (Schätzung).

Das Konzept „Öko 4.0“ beinhaltet auch, die Eignung von Technologien für den Ökolandbau durch eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung nach den IFOAM-eigenen Nachhaltigkeitsrichtlinien des *Sustainable Organic Agriculture Action Network* (SOAAN 2013) oder die SAFA-Richtlinien der FAO (2014) zu beurteilen. Diese objektivierende Beurteilung würde teilweise die subjektiven und pauschalisierenden Einschätzungen wie Naturbelassenheit und das Vorsorgeprinzip ersetzen oder ggf. ergänzen.

In einigen Bereichen würden generelle Technologieverbote durch fallweise Beurteilung abgelöst werden. So könnten zum Beispiel essentielle Aminosäuren auch aus synthetischer Produktion zugelassen werden. Es wäre zum Beispiel auch möglich, Naturstoffe, die schwierig oder teuer zu gewinnen sind, durch naturidentische zu ersetzen. Beispiele sind Pelargonsäure gegen einjährige Unkräuter oder Larixol, ein Extrakt aus der Rinde der Europäischen Lärche. Die Kreuzungszüchtung könnte durch molekular-biologischen Methoden (*genome-wide selection, marker-assisted breeding, high-throughput geno- and phenotyping* etc.) deutlich beschleunigt werden, vor allem, wenn es sich um Eigenschaften handelt, welche eine komplexe Genetik haben. In Zukunft werden zudem verschiedene Methoden der Digitalisierung die landwirtschaftliche Praxis erneuern, auch die des Ökolandbaus. Auch in der Lebensmittelverarbeitung sind viele Enzyme, Aminosäuren und Vitamine synthetisch oder teilweise auch gentechnisch hergestellt. Sie erhöhen teilweise die Ausbeute der Rohstoffe und senken den Energieverbrauch bei der Verarbeitung.

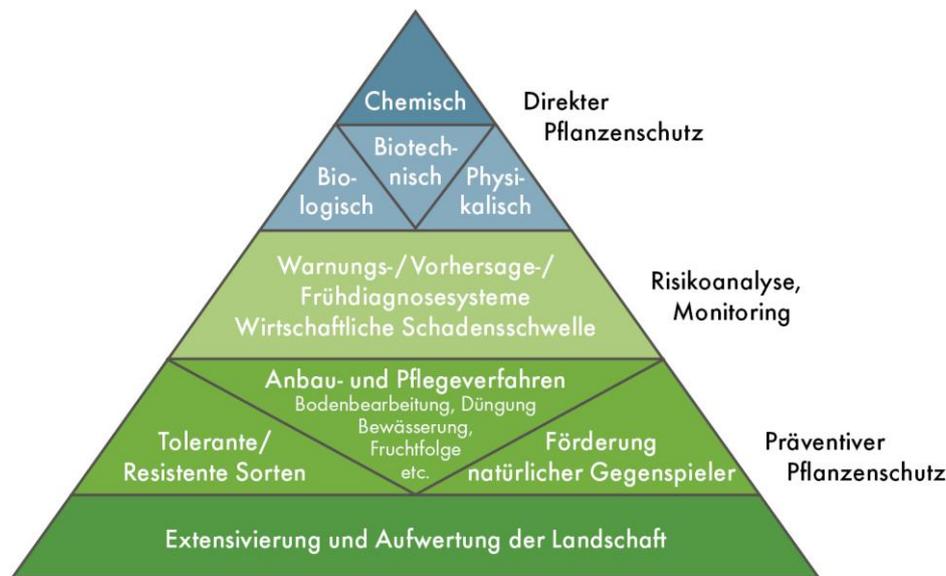
Das Szenario „Öko 4.0“ unterscheidet sich vom heutigen Ökolandbau durch eine ausgezeichnete Nachhaltigkeit. Es nutzt mehr Technologien, nimmt aber ein strenges Assessment vor und entscheidet von Fall zu Fall. Im Durchschnitt kann die Ertragslücke zwischen dem Ökolandbau und der konventionellen Produktion halbiert werden.

5.2.3 Szenario „Ökologisch optimierte integrierte Produktion (IP+)“

Beschreibung

Der integrierte Pflanzenschutz (IPS) wurde in den 1960er Jahren im Obstbau entwickelt. Führend dabei war das Landesamt für Pflanzenschutz von Baden-Württemberg. Die kulturpflanzen- und sektorspezifischen Leitlinien für den integrierten Pflanzenschutz, welche vom wissenschaftlichen Beirat des Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutz (NAP) geprüft werden, sind jedoch immer noch zu unverbindlich. Um dem integrierten Pflanzenschutz in der Praxis wie vorgesehen zur Anwendung zu verhelfen, ist es notwendig, kulturpflanzen-spezifische Leitlinien zu entwickeln und diese konsequent umzusetzen (Niggli *et al.* 2019). Aus dem IPS entwickelte sich die auf den gesamten Pflanzenbau ausgeweitete integrierte Produktion (IP). Alle Maßnahmen und die Priorisierung der Interventionen sind in der untenstehenden Pyramide dargestellt (Abbildung 17). Diese Maßnahmen haben große Übereinstimmung mit dem Konzept des Ökolandbaus, aber die integrierte Produktion ist grundsätzlich technologieoffen und kennt keine Verbote, so lange es sich um von den Behörden zugelassene Maßnahmen handelt.

Abbildung 17: Entscheidungspyramide des Integrierten Pflanzenschutzes - Maßnahmen und die Priorisierung von Interventionen



Quelle: Graphik verändert nach Reinhard (2014)

Bewertung dieses Szenarios

Dieses Szenario hat ein großes Potential, die *Trade-offs* zwischen Produktivität und Nachhaltigkeit zu minimieren.. Der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) verlangt zudem von allen Branchenverbänden Leitlinien für die Umsetzung des IPS, welche vom Wissenschaftlichen Beirat überprüft werden (BMEL 2017c).

In der Praxis war das IP-Konzept aber zu einem großen Teil wirkungslos und die Probleme der Landwirtschaft mit der Düngungsintensität, dem hohen Einsatz an Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln konnten nicht gelöst werden. Die Ursachen liegen vor allem darin, dass es sich um ein freiwilliges Beratungswerkzeug handelt. So gibt es kaum verbindliche Vorschriften, die bei Nichteinhaltung zu Sanktionen führen. Diese Mängel möchten wir mit dem Szenario „IP+“ beheben und erwarten damit eine beträchtliche Ökologisierung der Landwirtschaft und nur einen verhältnismäßig kleinen Rückgang der Erträge.

Konkrete Maßnahmen wären zum Beispiel: (1) Verschärfung der Düngervorschriften mit einer Reduktion des maximalen N-Eintrags pro Hektar und Jahr auf 120 kg. Die Höhe der Stickstoffdüngung hat eine direkte Korrelation mit der Intensität des Pflanzenschutzes. (2) Verpflichtende Fruchtfolge-Vorschriften, z.B. mindestens 4 Hauptfrüchte. Vorschriften bezüglich Anteil von Gras-Klee-Mischungen sowie von Zwischenkulturen sind ebenfalls notwendig, weil sie zahlreiche positive ökologische Wirkungen haben (Förderung von Nutzorganismen, Reduktion von Schadorganismen, Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, Eintrag von Stickstoff, Erhöhung der Mykorrhizierung bei Nutzpflanzen, Vermeidung von N- und P-Verlusten, Kohlenstoff-Sequestrierung, Reduktion von Bodenerosion und Strukturverlusten). (3) Ebenso wichtig sind Restriktionen bezüglich Pflanzenschutzmitteln. Gewisse Produkte werden grundsätzlich verboten, für andere werden verpflichtende Schadsschwellen formuliert. Fungizide und Insektizide werden zusätzlich mit hoch präzisen Geräten ausgebracht und dadurch in den Mengen weiter reduziert.

Herbizide werden sehr stark eingeschränkt und zu einem großen Teil durch verbesserte mechanische Geräte ersetzt. Zudem wirken auch die verbesserte Fruchtfolge und die bessere ganzjährige Bodenbedeckung reduzierend auf den Unkrautbestand und die -samenbildung.

Flächendeckende Behandlungen werden durch neue Geräte abgelöst, welche gezielt nach Unkrautbeständen und Unkrautdichten spraysen, was den Verbrauch pro Flächeneinheit an Wirkstoffen um 80 % reduziert.

In der Pflanzenzüchtung würden die technologischen Möglichkeiten ausgeschöpft, sofern von ihnen nach einer umfassenden Risikobewertung kein Gefahrenpotential für Mensch, Tier und Umwelt ausgeht. In Zukunft könnte die Nutzung der *Target Mutation* (SDN-1) und des *Targeted editing of native DNA sequences* (SDN-2) die Züchtung von Pflanzen mit ökologischen Vorteilen verbessern.

Dieses Szenario würde die Erträge bei einem Niveau stabilisieren, das höchstens 10 % unter den Erträgen der konventionellen Landwirtschaft läge. Auch in Zukunft wird sich diese Ertragslücke nicht vergrößern. Durch die Bestimmung der Schadschwellen und die mechanische Unkrautbekämpfung würde der Arbeitsaufwand zunehmen.

5.3 Ergebnisse der Modellierung

Um die potenziellen Auswirkungen der zuvor beschriebenen Szenarien abzuschätzen, wurden die Szenarien mit dem FiBL-Betriebsmodell beispielhaft für typische Ackerbau- und Milchproduktionssysteme modelliert. Die Modellierungen erlauben es, die Auswirkungen der Szenarien auf die Umwelt quantitativ fassbar zu machen und sie mit einem ökologischen und konventionellen Baseline-Szenario zu vergleichen. Dabei geht es vor allem darum, aufzuzeigen, welches Verbesserungspotential sie für die Umweltwirkung der Landwirtschaft aufweisen und welche Konflikte und Synergien zwischen technischen Weiterentwicklungen und Umweltwirkungen bestehen. Die Modellierungen wurden für ökologisch und vergleichbare konventionell wirtschaftende Ackerbau- und Milchproduktionssysteme auf der Basis von Buchführungsergebnissen aus dem Testbetriebsnetz (Thünen Institut für Betriebswirtschaft 2015) spezifiziert. Die Modellergebnisse gelten für die genutzte Datenbasis nur für diese Produktionssysteme und unter den in Kapitel 5.3.2. dargestellten Annahmen. Deshalb sind die Ergebnisse nicht verallgemeinbar und können nicht auf einzelne Betriebe oder andere Betriebsformen übertragen werden. Der Modellierungsansatz ermöglicht allerdings wertvolle Einblicke über die Wirkzusammenhänge der von der Landwirtschaft beeinflussten Umweltparameter.

Im Folgenden werden zunächst das FiBL-Betriebsmodell sowie die aus der Beschreibung der Szenarien abgeleiteten Annahmen für die Modellierung beschrieben. Anschließend werden die Modelergebnisse vorgestellt und diskutiert.

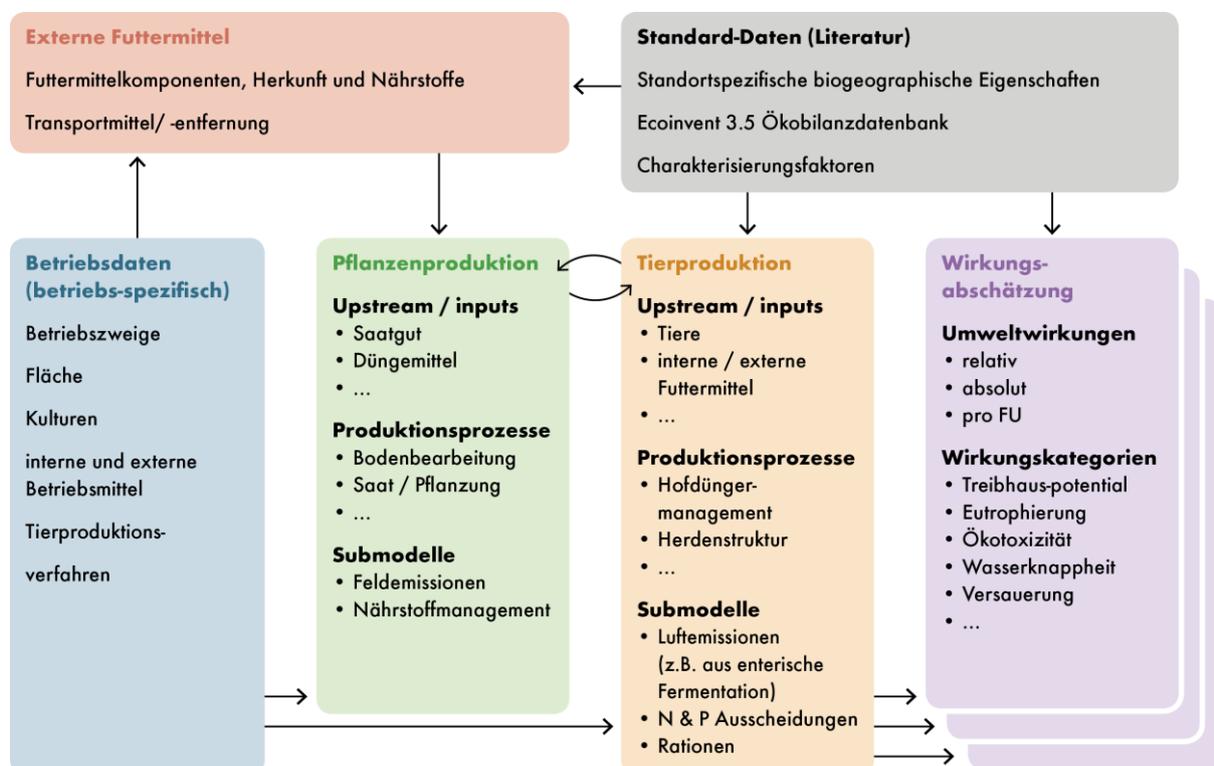
5.3.1 Modellbeschreibung

Das FiBL-Betriebsmodell (Meier und Moakes 2019; Schader *et al.* 2014) wurde über mehrere Jahre hinweg entwickelt. Das Ziel dabei war, die Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Produktionssystemen im Rahmen eines LCA-Ansatzes mit hohem Detaillierungsgrad zu analysieren und die Potentiale von Innovationen in landwirtschaftlichen Produktionssystemen zu bewerten. Dazu quantifiziert das Modell die Umweltauswirkungen für 13 Wirkungskategorien; darunter Treibhausgase, Energieverbrauch, Eutrophierung und Toxizität. Die detaillierte Modellierung des Treibhauspotentials erfolgt für den Pflanzenbau auf der Basis von SALCA-N (Richner *et al.* 2014) und für die Tierproduktion auf der Basis von IPCC-Methoden (IPCC 2006; Tier 2 und 3). Berücksichtigt werden dabei Emissionen von N₂O, NO_x, NH₃, CH₄ und CO₂. Wirkungen auf die Biodiversität können mit dem Modell nicht berechnet werden. Die Modellierung der Wirkungskategorien zur Humantoxizität und Ökotoxizität von Süßwasser

wurden mit USEtox 2.0 (Fantke *et al.* 2017) durchgeführt und berücksichtigen Pflanzenschutzmittelrückstände sowie Schwermetalle.

Das Model ist modular aufgebaut; es bildet die gesamte landwirtschaftliche Produktion eines Betriebes ab und stellt die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen- und Tierproduktion unter Berücksichtigung der eingesetzten innerbetrieblichen und zugekauften Betriebsmittel dar (Abbildung 18). Unter Verwendung der Ecoinvent 3.5 Sachbilanzdatenbank (Ecoinvent Centre 2019) als Bestandsdatenbank des Modells werden die Inputs und Outputs auf die spezifischen Gegebenheiten des Betriebes zugeschnitten. Interne Stoffflüsse, wie betriebseigenes Futtergetreide für die Tierhaltung oder Stallmist aus der Tierhaltung für die Düngung im Ackerbau, werden betriebsspezifisch kalkuliert. Dabei werden für die Wirkungsanalyse beispielsweise auch die tatsächliche Futterzusammensetzung und das Produktionsniveau des Betriebs berücksichtigt. Dies führt zu einer höheren Genauigkeit gegenüber der Verwendung von Standarddaten wie IPCC-Werten für Nährstoffe.

Abbildung 18: Struktur des FiBL-Betriebsmodells



Legende: FU = funktionelle Einheit (functional unit)

Quelle: FiBL

5.3.2 Modellannahmen und Datengrundlage

Um die Umweltwirkungen der in Kapitel 5.2 beschriebenen Szenarien im Vergleich zur aktuellen Situation beurteilen zu können, wurden zunächst eine Baseline für ökologisch und vergleichbare konventionell wirtschaftende Ackerbau- und Milchproduktionssysteme auf der Basis von Buchführungsergebnissen aus dem Testbetriebsnetz (Thünen Institut für Betriebswirtschaft 2015) definiert. Festgestellte Effekte können bei vergleichbaren Betriebsgruppen besser auf das Bewirtschaftungssystem zurückgeführt werden, da Faktoren wie beispielsweise Standorteigenschaften, Region, Ausstattung mit Produktionsfaktoren und Betriebsform vergleichbar sind (Stolze 2016; Sanders *et al.* 2012). Die grundlegenden betriebsstrukturellen Daten wie Betriebs- und Anbauflächen, Viehbestände für ökologische und konventionelle

Betriebe stammen aus dem Datenverbund Landwirtschaftliche Buchhaltung Deutschland (BLE 2019a). Die Anbauflächen, Tierzahlen sowie Ertrags- und Wirtschaftsdaten für die Ackerbau- und Milchproduktionssysteme wurden den Buchführungsergebnissen aus dem Testbetriebsnetz (Thünen Institut für Betriebswirtschaft 2015) entnommen. Die konventionellen Vergleichsbetriebe werden dabei mit Hilfe eines zweistufigen, einzelbetrieblichen Matching-Verfahrens ermittelt, bei dem für jeden Ökobetrieb ein konventioneller Vergleichsbetrieb gebildet wird, der sich aus dem Durchschnitt der jeweils zugeordneten konventionellen Einzelbetriebe ergibt (Sanders *et al.* 2012). Es wurden Daten für das Jahr 2013/14 verwendet (Thünen Institut für Betriebswirtschaft 2015), da diese in einem höheren Detaillierungsgrad vorlagen als die veröffentlichten Buchführungsergebnisse aus den Folgejahren. Es wird erwartet, dass sich die Betriebsdaten im Verlauf der Jahre nur langsam ändern.

Im Anschluss an die Definition der Baselines wurden die Szenario-Beschreibungen in Modellannahmen transferiert und die Baselines entsprechend spezifisch angepasst. Produktionsdaten, wie z.B. Inputs für die Pflanzen- und Tierproduktion wurden aus Online-Managementdatensammlungen vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL 2019) und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL 2019) abgeleitet. Die Inputs wurden auf die in den Buchführungsergebnissen angegebenen Ertragswerte skaliert und auf betriebsartsspezifische Werte festgelegt.

Das Szenario „Öko-Kontinuität“ ist eine Fortschreibung der derzeitigen Praxis im ökologischen Landbau in Deutschland. Beim Szenario „Öko 4.0“ wurde für die Halbierung der Ertragslücke zwischen ökologischen und vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben zur Deckung der Nährstoffe Leguminosenanteil im Ackerfutterbau (Klee gras) erhöht und zusätzlich eine Leguminosen-Gründung zwischen den Hauptkulturen angenommen. Außerdem wurde der Einsatz von Minimalbodenbearbeitung angenommen, um den Energieeinsatz zu reduzieren und die Bodenqualität zu erhalten. Bei intensiv genutztem Grünland resultierte die Halbierung der Ertragslücke zwischen ökologischen und vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben durch eine technisch verbesserte Weidenutzung in einer Ertragssteigerung von 10%. Der zusätzliche Nährstoffbedarf wird durch einen höheren Leguminosenanteil gedeckt. Die Erträge von extensivem Grünland blieben unverändert. Für die ökologische Tierproduktion wurde im Szenario „Öko 4.0“- der Einsatz von Kraftfuttermitteln von 19 % im Baseline-Szenario auf 5 % der Trockenmasseaufnahme reduziert. Idealerweise sollten für Kraftfuttermittel für den menschlichen Verzehr nicht geeignete Nebenprodukten wie Kleie verwendet werden, was aber im Rahmen dieser Analyse nicht abgebildet werden konnte. Futtermittelnebenprodukte sind in der Regel weniger nährstoffreich, so dass es bei einem typischen ökologischen Produktionssystem zu einer Verringerung der Tierleistung kommen würde. Die Kraftfutterreduktion wurde in der Fütterung durch einen höheren Anteil an Silomais etwas ausgeglichen. Insgesamt kommt es aber zu einer Leistungsreduktion pro Tier von ca. 10 %.

Beim konventionellen „IP+“-Szenario wurden aufgrund der Reduktion der Düngung und einen um 25 % geringeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ein Ertragsrückgang um 10 % angenommen. Durch die Einführung der Minimalbodenbearbeitung wird in diesem Szenario weniger gepflügt und eine Gründüngung mit Leguminosen wurde hinzugefügt. Für die konventionelle Tierproduktion wurde in diesem Szenario ein maximaler Anteil an Kraftfutter von 25 % angenommen. Die Modellannahmen für die Szenarien sind Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Zusammenfassung der Modellannahmen für die Szenarien (vorgenommene Änderungen gegenüber den Baseline-Szenarien)

Szenario		Ökologisch optimierte integrierte Produktion (IP+)	Öko 4.0
Baseline-Szenario		Konventionell	Bio
Pflanzenbau	Pflanzenvielfalt	Kulturartenvielfalt in der Fruchtfolge: mindestens 4 Kulturen	Keine Änderung
	Erträge	Reduktion der Erträge: -10%	Steigerung der Erträge: Halbierung der Ertragslücke zwischen ökologisch und vergleichbaren konventionellen Betrieben
	Anbau	Mehr Minimalbodenbearbeitung	Reduzierter Pflugbedarf durch bessere Methoden zur Unkrautbekämpfung
	Düngung	Reduktion der Düngermenge (max. 120 kg N pro ha)	Mehr Gründüngung mit Leguminosen, höherer Anteil an Leguminosen im Ackerfutterbau (Klee gras)
	Pflanzenschutz	25% reduzierte Pflanzenschutz mengen (Anwendung erfolgt durch neue wirksame Technologien)	Naturidentischer Pflanzenschutz (Larixol) möglich (=Ertragssteigerung); reduzierte Kupfermenge bei Kartoffeln
Grünland	Erträge	Reduktion der Erträge: -10%	Halbierung der Ertragslücke zwischen ökologischen und vergleichbaren konventionellen Betrieben bei intensiv genutztem Grünland (+10%); keine Ertragsänderung bei extensiv genutztem Grünland
	Düngung	Reduktion der Düngermenge	höherer Anteil an Leguminosen
	Anzahl Schnitte	Keine Änderung	Keine Änderung
Tierproduktion	Tierbesatz	Reduziert nach Futtermittelverfügbarkeit (-7,5%)	Reduziert nach Futtermittelverfügbarkeit (-5%)
	Fütterung Wiederkäuer	25% TS aus Kraftfutter	Max 5% TS aus Kraftfutter; höherer Anteil Silomais
	Leistung	Reduktion der Leistung: -5%	Reduktion der Leistung aufgrund geringerer Einsatz von Kraftfutter: -10%
Maschineneinsatz		Erhöht	Erhöht

Zur Abschätzung der Umweltwirkung wurden die LCA-Datenbank Ecoinvent 3.5 verwendet (Ecoinvent Centre 2019). Soweit möglich, wurden Inventardaten für Deutschland verwendet. Falls Daten für Deutschland nicht verfügbaren waren, wurden Inventardaten aus anderen europäischen Ländern verwendet und für Deutschland angepasst.

5.3.3 Modellierungsergebnisse

Die Modellergebnisse für die beiden Hauptvarianten „Öko 4.0“ und „IP+“ werden als prozentuale Veränderungen gegenüber den Baselines von ökologischen (= „Öko-Kontinuität“) bzw. vergleichbaren konventionellen Ackerbau- und Milchproduktionssystemen (konventionelle Baseline) dargestellt. „Vergleichbar“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass Standorteigenschaften, Region, Ausstattung mit Produktionsfaktoren und Betriebsform der modellierten konventionellen und ökologischen Ackerbau- und Milchproduktionssysteme aufgrund der Datengrundlage (Thünen Institut für Betriebswirtschaft 2015) vergleichbar sind (Sanders *et al.* 2012). Während des Modellierungsprozesses wurde darauf geachtet, dass die Produktionssysteme so repräsentativ wie möglich sind. Dennoch ist zu berücksichtigen, dass die Szenarien hypothetische Situationen darstellen. Die Modellierung der Szenarien basiert auf den in Kapitel 5.3.2 getroffenen spezifischen Annahmen, die aufgrund der hypothetischen Situation einen gewissen Grad an Unsicherheit aufweisen. Die Modellergebnisse sollten daher entsprechend zurückhaltend interpretiert werden.

Die Ergebnisse werden für Ackerbau- und Milchproduktionssysteme jeweils für die funktionelle Einheit „pro ha Betriebsfläche“ und für die funktionelle Einheit „pro kg Produkt“ dargestellt. Für Ackerbausysteme werden als Produkte der Verkauf von Getreide, Hülsenfrüchten, Saatgut und Kartoffeln berücksichtigt, während für die Milchproduktionssysteme die Produkte kg Milch und Rindfleisch (Schlachtkörpergewicht von Rindern und Milchkühen) berücksichtigt wurden.

Ackerbausysteme

Bei den Ackerbausystemen ergeben sich durch das Szenario „Öko 4.0“ bei der flächenbezogenen Betrachtung (Tabelle 11) nur geringfügige Verbesserung bei den Umweltwirkungen gegenüber dem Szenario „Öko-Kontinuität“. Dagegen verschlechtern sich die Umweltwirkungen pro ha Betriebsfläche bei der Eutrophierung, der photochemischen Ozonbildung und bei den Treibhausgasen. Allerdings erhöht das Szenario „Öko 4.0“ die Ökoeffizienz von ökologisch wirtschaftenden Betrieben deutlich (Tabelle 12). Bezogen auf das kg Produkt werden in allen Wirkungskategorien geringere Umweltwirkungen gegenüber dem Szenario „Öko-Kontinuität“ erreicht.

Tabelle 11: Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro ha Betriebsfläche (relativ zum jeweiligen Baseline-Szenario)

Indikator	Einheit	Öko 4.0 Veränderung in % zu Öko-Kontinuität	IP+ Veränderung in % zur konventionellen Baseline
Kumulierter Energiebedarf	MJ	-1%	-15%
Treibhauspotential GWP 100a	CO ₂ -Äq.	9%	-22%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	3%	-19%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	-2%	-18%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq	-3%	-33%
Marine Eutrophierung	kg Stickstoff-Äq.	17%	-10%
Eutrophierung von Süßwasser	kg Phosphor-Äq.	8%	-2%
Versauerung	molc H ⁺ -Äq.	0%	-26%
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	-4%	1%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m3.tag	0%	-16%
Humantoxizität, Nicht-Krebs- Wirkungen	Fälle	-12%	-47%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	0%	-14%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	0%	-1%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorofluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m3.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

Tabelle 12: Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro kg Produkt

Indikator	Einheit	Öko 4.0 Veränderung in % zu Öko-Kontinuität	IP+ Veränderung in % zur konventionellen Baseline
Kumulierter Energiebedarf	MJ	-22%	-6%
Treibhauspotential GWP 100a	CO ₂ -Äq.	-14%	-13%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	-19%	-10%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	-23%	-9%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq	-24%	-25%
Marine Eutrophierung	kg Stickstoff-Äq.	-8%	0%
Eutrophierung von Süßwasser	kg Phosphor-Äq.	-15%	9%
Versauerung	molc H ⁺ -Äq.	-22%	-18%

Indikator	Einheit	Öko 4.0 Veränderung in % zu Öko-Kontinuität	IP+ Veränderung in % zur konventionellen Baseline
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	-25%	12%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m3.tag	-22%	-7%
Humantoxizität, Nicht-Krebs- Wirkungen	Fälle	-31%	-41%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	-22%	-4%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	-21%	11%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorfluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m3.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

Im konventionellen Ackerbau führt das Szenario „IP+“ sowohl bei der flächenbezogenen Betrachtung (Tabelle 11) als auch bei der produktbezogenen Betrachtung (Tabelle 12) insgesamt zu einer Verbesserung der Umweltwirkungen. Allerdings verschlechtern sich bei der produktbezogenen Betrachtung die terrestrische Ökotoxizität, Eutrophierung von Süßwasser und der Wasserfußabdruck beim Szenario „IP+“ (keine Änderung je ha Betriebsfläche). Die Verschlechterung der Ökoeffizienz bei diesen Indikatoren ist vor allem auf die geringeren Erträge zurückzuführen (Umweltwirkungen verteilen sich auf weniger dt Ertrag).

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen einige interessante Trends. Bei den ökologischen Ackerbausystemen lassen sich zwei Muster beobachten. Zum einen führt das Szenario „Öko 4.0“ trotz eines angenommenen Übergangs zur Minimalbodenbearbeitung zu einer Verschlechterung der Umweltwirkungen pro Hektar Betriebsfläche - insbesondere bei den Schlüsselindikatoren Treibhausgasemissionen und Eutrophierung. Dies ist vor allem auf die gestiegenen Erträge im „Öko 4.0“ Szenario zurückzuführen, denn um diese höheren Erträge realisieren zu können, sind auch entsprechend mehr Nährstoffe erforderlich. Der höhere Stickstoffbedarf wird im Szenario „Öko 4.0“ durch den zusätzlichen Anbau von Leguminosen gedeckt. Damit steigt im Szenario „Öko 4.0“ die verfügbare Stickstoffmenge gegenüber dem Szenario „Öko-Kontinuität“ um 10 %. Dies und die durch die Ertragssteigerung höhere Biomasse (ober- und unterirdische Pflanzenrückstände), die auf dem Feld verbleibt, führen zu einem höheren Potential von N₂O- und NO_x-Emissionen sowie zu einem höheren Stickstoffauswaschungsrisiko. Dies hat zur Folge, dass die flächenbezogenen Treibhausgase, die Eutrophierung und die Ozonbildung im Szenario „Öko 4.0“ steigen.

Die Ertragssteigerung führt aber umgekehrt zu einer Verbesserung der Umweltleistung pro kg Produkt und somit zu einer höheren Ökoeffizienz. Eine der wichtigsten Herausforderungen für den ökologischen Ackerbau ist damit die Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit, die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und die Minimierung von Nährstoffverlusten, um ein höheres Ertragspotential überhaupt nutzen zu können. Durch Innovationen in der Pflanzenzüchtung oder bei den Managementpraktiken im Ackerbau kann das Produktivitätspotential im ökologischen Landbau zwar erhöht werden. Allerdings kann ohne eine Erhöhung des Düngungsniveaus und ohne eine Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit die Ertragslücke zum konventionellen Landbau nicht geschlossen werden.

Bei den konventionellen Ackerbausystemen beobachten wir einen gegenteiligen Effekt. Beim Szenario „IP+“ wird davon ausgegangen, dass die Erträge aufgrund einer Verringerung des Düngungsniveaus sowie durch die Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln um 10 % sinken. Damit verringern sich auch die negativen Umweltwirkungen pro Hektar Betriebsfläche. Aufgrund der geringeren Erträge verschlechtern sich allerdings bei der Eutrophierung und bei der terrestrischen Ökotoxizität die Umweltwirkungen pro kg Produkt. Der Gesamteffekt ist jedoch positiv, da sich bei den meisten Wirkungskategorien sowohl bei der flächenbezogenen als auch bei der produktbezogenen Betrachtung die Umweltwirkungen verbessern. Die Einführung des „IP+“-Szenarios dürfte sich damit im konventionellen Ackerbau positiv auswirken.

Milchproduktionssysteme

Bei den Milchproduktionssystemen führen die beiden Szenarien „Öko 4.0“ und „IP+“ zu einer deutlichen Verringerung der Umweltwirkungen. Gegenüber dem jeweiligen Baseline-Szenario fallen die Verbesserungen in den Umweltwirkungen bezogen auf die Fläche beim „Öko 4.0“ Szenario höher aus als beim Szenario „IP+“ (Tabelle 13).

Tabelle 13: Umweltwirkung der Milchproduktionssysteme pro ha Betriebsfläche (relativ zur Baseline)

Indikator	Einheit	Öko 4.0 Veränderung in % zu Öko-Kontinuität	IP+ Veränderung in % zur konventionellen Baseline
Kumulierter Energiebedarf	MJ	-16%	-14%
Treibhauspotential GWP 100a	CO2-Äq.	-11%	-12%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	-18%	-11%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	-18%	-14%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq	-25%	-9%
Marine Eutrophierung	kg Stickstoff-Äq.	-15%	-9%
Eutrophierung von Süßwasser	kg Phosphor-Äq.	-17%	-7%
Versauerung	molc H+-Äq.	-37%	-13%
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	-43%	-9%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m3.tag	-13%	-13%
Humantoxizität, Nicht-Krebs- Wirkungen	Fälle	-65%	-16%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	-16%	-13%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	-24%	-6%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorofluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m3.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

Jedoch verschlechtert sich beim „IP+“ Milchproduktionssystem die Ökoeffizienz bezogen auf kg Produkt (Tabelle 14) geringfügig um 1 – 14 %. Dagegen erhöht sich bei der produktbezogenen Betrachtung die Ökoeffizienz der ökologischen Milchproduktionssysteme im Szenario „Öko 4.0“

teilweise deutlich (terrestrische Eutrophierung, Versauerung, terrestrische Ökotoxizität, humane Ökotoxizität).

Tabelle 14: Umweltwirkung der Milchproduktionssysteme pro kg tierisches Produkt

Indikator	Einheit	Öko 4.0 Veränderung in % zu Öko-Kontinuität	IP+ Veränderung in % zur konventionellen Baseline
Kumulierter Energiebedarf	MJ	-2%	4%
Treibhauspotential GWP 100a	CO ₂ -Äq.	3%	6%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	-4%	7%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	-4%	4%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq	-13%	10%
Marine Eutrophierung	kg Stickstoff-Äq.	-1%	10%
Eutrophierung von Süßwasser	kg Phosphor-Äq.	-4%	12%
Versauerung	molc H ⁺ -Äq.	-26%	5%
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	-34%	10%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m ³ .tag	1%	5%
Humantoxizität, Nicht-Krebs- Wirkungen	Fälle	-59%	1%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	-1%	5%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	-11%	14%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorofluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m³.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

Bei den ökologischen Milchproduktionssystemen zeigen beim Szenario „Öko 4.0“ alle Wirkungskategorien eine Reduktion der negativen Umweltwirkungen je ha Betriebsfläche von 11 – 65 % gegenüber dem Szenario „Öko-Kontinuität“. Die Haupttreiber dafür sind i) der reduzierte Kraftfuttereinsatz bei einer Milchmengenreduzierung um 10% und ii) weniger Tiere. Der Tierbesatz sinkt infolge der reduzierten Fütterung von Kraftfutter um 5 %. Allerdings sind die Auswirkungen pro kg Produkt weniger deutlich ausgeprägt. Insgesamt zeigt das Szenario „Öko 4.0“, dass vor allem eine signifikante Reduzierung von Kraftfutter zu erheblichen Verbesserungen bei den Umweltwirkungen führt. „Öko 4.0“ wäre daher für die Umweltwirkungen der Milchproduktion eine positive Weiterentwicklung des ökologischen Landbaus.

Beim konventionellen Szenario „IP+“ sind die Veränderungen bei den Umweltwirkungen in den Milchproduktionssystemen weniger deutlich. Auch beim „IP+“ Szenario verringern sich die flächenbezogenen Umweltauswirkungen aufgrund des reduzierten Kraftfuttereinsatzes und des daraus folgenden geringeren Tierbesatzes (-7,5 %). Allerdings sind die Umwelteffekte bezogen auf das Produkt aufgrund der geringeren Leistungen bei Milch und Fleisch bei allen Wirkungskategorien höher. Damit verschlechtert sich mit dem Szenario „IP+“ insgesamt die

Ökoeffizienz von konventionellen Milchproduktionssystemen. Die positiven Effekte der Kraftfutterreduktion kompensieren nicht die Effizienzverluste durch geringere Erträge. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Anpassung der konventionellen Milchproduktionssysteme mit einer Kraftfutterreduktion (25% Trockensubstanz aus Kraftfutter) zwar zu einigen positiven Auswirkungen führt, die konventionelle Milcherzeugung aber darüber hinaus weiterer grundlegende Anpassungen bedarf, um eine stärkere Verringerung der Umweltwirkungen zu erreichen.

Relative Umweltauswirkungen im Überblick

In Tabelle 15 (Ackerbausysteme) und 16 (Milchproduktionssysteme) sind die relativen Umweltauswirkungen der Szenarien zusammengefasst dargestellt (bezogen auf Szenario „Öko-Kontinuität“ =100%). Die Modellierungsergebnisse zeigen zunächst die grundsätzlichen Unterschiede in den Umweltwirkungen je Hektar zwischen ökologischen und konventionell wirtschaftenden Ackerbau- und Milchproduktionssystemen, die in Kapitel 3 bereits analysiert wurden.

Durch eine Ökologisierung der konventionellen Ackerbausysteme, dargestellt im Szenario „IP+“, verringert sich der Abstand zum derzeitigen ökologischen Landbau (Szenario „Öko-Kontinuität“) bei den Umweltwirkungen je Hektar. Dies betrifft insbesondere die Umweltwirkungskategorien, deren Performance stark mit der Reduktion des Einsatzes von Stickstoff (Treibhausgasemissionen, terrestrische Eutrophierung, Versauerung) und der Reduzierung der Pflanzenschutzmittel (terrestrische Ökotoxizität) zusammenhängen. Bei den Milchproduktionssystemen sind die Unterschiede bei den Umweltwirkungen je Hektar zwischen der konventionellen Baseline und dem Szenario „Öko-Kontinuität“ insgesamt etwas geringer. Der reduzierte Kraftfuttereinsatz und geringere Tierbesatz in „Szenario „IP+“ führen ebenfalls zu einer verbesserten Umweltperformance gegenüber dem ökologischen Landbau – jedoch auf einem niedrigeren Niveau als bei den Ackerbausystemen.

Sowohl bei den Ackerbau- als auch bei den Milchproduktionssystemen bestehen die größten Wirkungsunterschiede zwischen den Szenarien des ökologischen und des konventionellen Landbaus bei der terrestrischen Ökotoxizität. Dies liegt vor allem am Verbot von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln im ökologischen Landbau. Bei der Humantoxizität (Nicht-Krebserkrankungen) fällt in Tabelle 15 und 16 auf, dass die Werte in Szenario „Öko-Kontinuität“ höher sind als in der konventionellen Baseline und erst über das Szenario „Öko 4.0“ auf das Niveau der konventionellen Baseline bzw. des Szenarios „IP+“ zurückgehen. Dafür sind verschiedene Gründe verantwortlich. Zum einen fehlen Standarddaten zum Quecksilbergehalt von Mineraldüngern während solche Standarddaten für die Quecksilberkonzentration in organischen Düngern verfügbar sind. Ausserdem enthalten die Ecoinvent 3.5 Sachbilanzdaten zur Humanökotoxizität höhere Werte für extensive Landnutzungssysteme. So geht Ecoinvent 3.5 davon aus, dass i) organische Düngemittel hohe Schwermetallgehalte aufweisen und ii) dass mit abnehmendem Ertragsniveau die Konzentration von Schwermetallen in Getreide (und somit auch im Kraftfutter) zunimmt (Van Stappen *et al.* 2018). Dies erklärt die hohen Werte für den Indikator Humantoxizität (Nicht-Krebserkrankungen). Gerbinet *et al.* (2019) betonen, dass die Charakterisierungsfaktoren für Humantoxizität in LCAs grundsätzlich mit hoher Unsicherheit behaftet sind. Die Gründe dafür sind, dass die Bestimmung der Toxizität von Metallen im Allgemeinen schwierig ist, weil ihre Wirkung von ihrer Bioverfügbarkeit in der Umwelt von der jeweiligen Speziation abhängig ist (Gerbinet *et al.* 2019). Mit der Methode USEtox 2.0 können daher momentan die Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Systemen bezüglich der Humanökotoxizität noch nicht vollständig erfasst werden. Deshalb sind die Ergebnisse zur Humanökotoxizität mit Vorsicht zu betrachten.

Insgesamt zeigen die Modellergebnisse, dass bei beiden Produktionssysteme mit der Einführung von ökologisch sinnvollen aber produktionsorientierten Innovationen und Praktiken die Umweltauswirkungen der Landwirtschaft verringert werden können. Jedoch gibt es auch Hinweise auf Herausforderungen: (1) wie können ertragreicheren ökologischen Ackerkulturen ausreichend Nährstoffe bereitgestellt, (2) wie können Nährstoffverluste minimiert und (3) wie können bei reduziertem Kraftfuttereinsatz in der Milchproduktion starke Ertragseinbußen vermieden werden.

Während diese Modellierungen darauf abzielten, einen guten Überblick über die möglichen Auswirkungen von Innovationen oder geänderten Managementpraktiken zu geben, sind viele der Faktoren sehr komplex, wie z.B. die Nährstoffverfügbarkeit von Gründüngern oder die Ertragsreaktionen von sich ändernden Inputs. Die Ergebnisse der Szenarioanalyse sind daher entsprechend zurückhaltend zu interpretieren.

Tabelle 15: Umweltwirkungen der Ackerbausysteme pro ha Betriebsfläche im Vergleich zum Szenario Öko-Kontinuität (Öko-Kontinuität = 100%)

Indikator	Einheit	Öko-Kontinuität	Öko 4.0	Konv. Baseline	IP+
Kumulierter Energiebedarf	MJ	100%	99%	215%	183%
Treibhauspotential GWP 100a	CO ₂ -Äq.	100%	109%	223%	174%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	100%	103%	179%	146%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	100%	98%	228%	187%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq.	100%	97%	273%	184%
Marine Eutrophierung	kg N-Äq.	100%	117%	116%	105%
Eutrophierung von Süßwasser	kg P-Äq.	100%	108%	200%	195%
Versauerung	molc H ⁺ -Äq.	100%	100%	226%	167%
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	100%	96%	31540%	31724%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m3.Tag	100%	100%	257%	216%
Humantoxizität, Nicht-Krebs-Wirkungen	Fälle	100%	88%	50%	26%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	100%	100%	180%	155%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	100%	100%	662%	658%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorofluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m3.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

Tabelle 16: Umweltwirkungen der Milchproduktionssysteme pro ha Betriebsfläche im Vergleich zum Szenario Öko-Kontinuität (Öko-Kontinuität = 100%)

Indikator	Einheit	Öko-Kontinuität	Öko 4.0	Konv. Baseline	IP+
Kumulierter Energiebedarf	MJ	100%	84%	212%	183%
Treibhauspotential GWP 100a	CO ₂ -Äq.	100%	89%	163%	143%
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOC-Äq.	100%	82%	185%	165%
Ozonabbau	kg CFC-11-Äq.	100%	82%	194%	167%
Terrestrische Eutrophierung	molc N-Äq.	100%	75%	126%	115%
Marine Eutrophierung	kg N-Äq.	100%	85%	146%	133%
Eutrophierung von Süßwasser	kg P-Äq.	100%	83%	178%	166%
Versauerung	molc H ⁺ -Äq.	100%	63%	130%	114%
Terrestrische Ökotoxizität 20a	kg 1,4-DB-Äq.	100%	57%	9537%	8719%
Ökotoxizität von Süßwasser	PAF.m3.Tag	100%	87%	213%	185%
Humantoxizität, Nicht-Krebs-Wirkungen	Fälle	100%	35%	41%	34%
Humantoxizität, Krebserkrankungen	Fälle	100%	84%	158%	137%
Wasserfußabdruck (regionalisiert)	m ³	100%	76%	414%	391%

Legende: MJ = Megajoule, Äq = Äquivalent, NMVOC = Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, CFC-11 = Trichlorofluoromethane, molc = molekular, 1,4-DB = 1,4-Dichlorbenzol, PAF.m3.tag = potenziell betroffener Teil pro Kubikmeter und Tag, m³ = Kubikmeter

5.3.4 Die wichtigsten Veränderungen zusammengefasst

Die Modellierung der Szenarien zeigt anschaulich, dass eine hohe globale Ökoeffizienz (Betrachtung der Umweltpformance per kg Lebensmittel) nicht unbedingt Hand in Hand mit einer hohen lokalen Umweltpformance (Betrachtung je Hektar) geht. Häufig besteht deshalb ein Zielkonflikt zwischen diesen beiden Dimensionen der Umweltpformance. Dieser Aspekt verdient besondere Aufmerksamkeit und ist die Ursache dafür, dass Zukunftsdiskussionen zwischen Vertreterinnen und Vertretern des Ökolandbaus und der konventionellen Produktion oft schwierig sind. Einerseits ist die lokale Umweltqualität stark bedroht, andererseits ist die global nachgefragte Produktionsmenge heute schon sehr groß und wird ohne drastische gesellschaftliche Veränderungen weiter wachsen.

Die lokale Umweltpformance ist beim Baseline-Szenario „Öko-Kontinuität“ hervorragend. Sie wird durch das Szenario „Öko 4.0“ noch weiter verbessert - in den Ackerbausystemen indessen nur leicht, da es bei verschiedenen Indikatoren Zielkonflikte gibt. In den Milchproduktionssystemen ist die Verbesserung jedoch eklatant. Die lokalen Umweltwirkungen des konventionellen Baseline-Szenarios sind deutlich schlechter zu bewerten. Die im Szenario „IP+“ vorgeschlagenen Ökologierungsmaßnahmen im konventionellen Ackerbau führen insgesamt zur einer deutlichen Verbesserung der lokalen Umweltwirkungen und können damit als ein zukünftig möglicher Weg im Ackerbau betrachtet werden. Dies trifft allerdings für die konventionellen Milchviehproduktionssysteme so nicht zu. Hier bedarf es grundsätzlichere

Veränderungen insbesondere im Fütterungsregime, um die Umweltperformance zu verbessern. Großes Potential besteht beispielsweise in einer signifikanten Reduktion des Einsatzes von Kraftfutter und in der Etablierung stärker graslandbasierter Produktionssysteme.

Das konventionelle Baseline-Szenario und das „IP+“ Szenario schneiden vor allem mit Blick auf die Ökotoxikologie (terrestrische wie auch im Süßwasser) gegenüber den ökologischen Varianten schlechter ab. Hier wirkt sich besonders der Verzicht auf chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel in der ökologischen Landwirtschaft günstig aus. Bei der Weiterentwicklung der konventionellen Pflanzenschutzpraxis in Ackerbau- und vor allem in Sonderkulturen muss deshalb auf neue biologische Methoden und Produkte gesetzt werden, welche eine sehr tiefe Ökotoxikologie aufweisen.

Ertragssteigerungen können im Szenario „Öko 4.0“ nur durch einen höheren Einsatz von Stickstoff realisiert werden. Das bewirkt, dass sich die lokale ökologische Performance trotz positiven Veränderungen bei verschiedenen Indikatoren nur geringfügig verbessert. Dies gilt auch dann, wenn die zusätzlichen Nährstoffe aus verbesserten Kreislaufprozessen kommen. Hier wird deutlich, dass große Anstrengungen in der Pflanzenzüchtung gemacht werden müssen, um die Aufnahme und Nutzungseffizienz von Nährstoffen in *Low Input* Systemen zu verbessern.

Das Szenario „IP+“ könnte durch eine Nutzung der molekularbiologischen Mutationszüchtung mit geeigneten Pflanzen, welche die Nährstoffnutzungseffizienz deutlich verbessern und den Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln stark reduzieren, in seiner Ökoeffizienz und in seiner lokalen Umweltperformance rasch besser werden. Die Voraussetzung ist, dass der verbesserte Systemansatz bestehen bleibt.

5.4 Rolle des Ökolandbaus in einem nachhaltigen und umweltgerechten Landwirtschaftssystem in Deutschland

5.4.1 Ein hoher Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche ist vorteilhaft

Der Anteil des ökologischen Landbaus an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche betrug 2017 in Deutschland 8,21 % (FiBL Statistics 2019). Um zentrale ökologische Ziele, wie z.B. die Erhaltung und Wiederherstellung der Biodiversität, die Erhöhung der biologischen und physikalischen Bodenqualität, die Reduktion der ökotoxikologischen Belastung, die Reduktion von Nährstoffbilanz-Überschüssen und die Verringerung von lokal hohen Tierbesätzen zu erreichen, ist ein Ausbau des ökologischen Landbaus zweckmäßig und notwendig. Die Nachhaltigkeitsstrategie der Deutschen Bundesregierung und der aktuelle Koalitionsvertrag sehen vor, dass 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche bis 2030 ökologisch bewirtschaftet werden (Bundesregierung 2018). Damit ein Anstieg der ökologisch bewirtschafteten Fläche global gesehen flächenneutral bleibt, müssen Lebensmittelabfälle und die Lebensmittelverschwendung signifikant reduziert werden. 50 % weniger Abfälle und Verschwendung, wie es das Ziel der FAO ist, würden theoretisch bereits genügen, um in Deutschland den Ökolandbau bis auf 60 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche auszudehnen, ohne Verlagerungseffekte zu verursachen. Eine Senkung der Kraftfutterproduktion auf Ackerflächen und damit eine Reduktion tierischer Produkte in der Ernährung, würde zusätzliche Möglichkeiten für die Ausdehnung des Ökolandbaus oder anderer Ökologisierungsstrategien schaffen. Kommt es allerdings beispielsweise aufgrund des fortschreitenden Klimawandels dauerhaft zu mittleren bis starken Ertragsreduktionen bei der inländischen Lebensmittelerzeugung, ist eine weitere Ökologisierung der Landwirtschaft nur unter der Annahme radikaler Veränderungen der Ernährungsgewohnheiten nachhaltig umsetzbar (Müller *et al.* 2017). Dies zeigt auch die Bedeutung eines wirksamen Klimaschutzes für das Ökologisierungspotential der Landwirtschaft.

5.4.2 Mit welchem Ökolandbau ist das zu erreichen?

Die Diskussionen um Öko 3.0 als neues Leitbild für den Ökolandbau haben in die richtige Richtung gezielt. Leider wurde davon nicht viel umgesetzt, weil die starke Ausrichtung der EU-Öko-Verordnung auf den Verbraucherschutz und die Kodifizierung der Richtlinien grundsätzliche technologische Weiterentwicklungen der landwirtschaftlichen Praxis nicht zuließen. Mit dem Konzept „Öko 4.0“ schlägt diese Studie einen ergebnis- und wirkungsorientierten Ökolandbau vor. Dieser ersetzt die starke Ausrichtung auf Verbote und macht den Ökolandbau offener für die Nutzung des wissenschaftlich-technischen Fortschrittes. Gleichzeitig werden die in den Öko-Richtlinien gegenwärtig fehlenden Mindestanforderungen an den Klimaschutz, die Biodiversitätsförderung, die Habitatqualität und den Bodenschutz verbindlich gemacht und nicht länger nur in Leitbildern formuliert. Alte und neue Praktiken werden einem ganzheitlichen Nachhaltigkeits-Assessment unterzogen. Mit der gleichen Methode können dort, wo es Sinn macht, Verbote durch fallweise Überprüfungen (*case-by-case*) ersetzt werden. Verbote, welche zu einem überwiegenden Anteil die richtige Wirkung haben, sollen auf jeden Fall beibehalten werden. Das vorrangige Ziel muss darin bestehen, die Zielkonflikte (*trade-offs*) zwischen der globalen Ökoeffizienz und lokalen Umweltwirkungen der Landwirtschaft stets im Auge zu behalten und diese weiter zu minimieren.

5.4.3 Welche Grundlagen braucht es dazu?

Ein überwiegender Teil der Schwächen des Ökolandbaus sind das Ergebnis ungenügender öffentlicher Forschungsgelder. Die ökologische Lebensmittelwirtschaft und -Industrie kann nur einen Bruchteil der privaten Forschungsgelder einbringen, die für den konventionellen Sektor von Pflanzenschutz-, Dünger und Saatgutfirmen aufgewendet werden. Der Anteil der privaten Forschung an der gesamten Agrarforschung ist mit etwa 40 bis 45 % bedeutet aber gegenwärtig fast ausschließlich auf die Bedürfnisse der konventionellen Landwirtschaft ausgerichtet. Um das Ziel 20 % ökologischer Landbau oder sogar mehr zu erreichen, ist das von der DAFA formulierte Ziel von 20 % der gesamten öffentlichen Forschungsgelder für den Ökolandbau eher bescheiden.

5.4.4 Flächendeckende Ökologisierung notwendig

Die klar definierte und an Vorschriften gebundene Integrierte Produktion (IP+) verbessert die Umweltperformance und die Ökoeffizienz – gemessen an der konventionellen Produktion – deutlich. Sie muss deshalb vorangetrieben werden. Die vorliegende Analyse zeigt, dass auf der Ebene der Leitbilder gewisse Gemeinsamkeiten zwischen der Integrierten und der ökologischen Produktion bestehen. Weil aber eindeutige und verbindliche Richtlinien fehlen, ist der Wettbewerb verzerrt und die beabsichtigten Wirkungen bleiben aus.

5.4.5 Öffentliche Gelder für öffentliche Güter

Die Modellierungsergebnisse zeigen, wie eine Weiterentwicklung des ökologischen Landbaus die negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft minimieren und gleichzeitig einen Beitrag zur globalen Ernährungssicherheit leisten kann. Darüber hinaus wurden Möglichkeiten aufgezeigt, mit welchen Maßnahmen auch der konventionelle Landbau umwelt- und klimafreundlicher werden kann (Szenario „IP+“). Doch wie kann die Transformation der deutschen Landwirtschaft unterstützt und beschleunigt werden?

Die Reformvorschläge der Europäischen Kommission für die neue Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) bieten insgesamt neue Gestaltungsmöglichkeiten für eine zielorientiertere und ambitioniertere Agrarumwelt- und Klimapolitik im Rahmen der GAP. Der Wissenschaftliche Beirat des BMEL schlägt dazu vor, die Mindestbudgetanteile für den Agrarumwelt- und Klimaschutz vorzugeben und sukzessive zu erhöhen. So könnten innerhalb der nächsten 10

Jahre 100 % des Budgets der 1. Säule für ambitionierte standortdifferenzierte *Eco-Schemes*, Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Tierwohlmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden (WBA 2019). *Eco-Schemes* haben gegenüber den Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen der 2. Säule der GAP den Vorteil, dass die Förderprämien zusätzlich zur Kompensation zusätzlicher Kosten und Einkommensverluste eine Anreizkomponente enthalten können. *Eco-Schemes* sind dadurch für Landwirte und Landwirtinnen deutlich attraktiver.

Sowohl für den ökologischen Landbau als auch für ein integriertes Landnutzungssystem, wie wir es im Szenario „IP+“ beschreiben, sollte zukünftig eine verlässliche Förderung im Rahmen der GAP sichergestellt werden. Noch einen Schritt weiter auf dem Weg zu einer ziel- und ergebnisorientierten Agrarumwelt- und Klimapolitik gehen Punktesysteme. Sie ersetzen pauschale Flächenprämien mit vorgegebenen Bewirtschaftungsmaßnahmen durch ein flexibles System, das nur die tatsächlich erbrachten Umweltleistungen honoriert und nicht nur die Einhaltung von Maßnahmen (WBA 2019, Schader *et al.* 2017). Damit stehen Konzepte und Fördermöglichkeiten bereit, die einer mutigen und ambitionierten Agrarumwelt- und Klimapolitik in Deutschland den notwendigen Rückenwind geben.

6 Quellenverzeichnis

- Alföldi T, Fließbach A, Geier U, Kilcher L, Niggli U, Pfiffner L, Stolze M & Willer H (2002): Organic Agriculture and the Environment. In: El-Hage Scialabba N & Hattam C (Eds.) *Organic agriculture, environment and food security*. Environment and Natural Resources Series, no. 4. Food and Agriculture Organisation of the United Nation (FAO), Rome, chapter 2.
- Alig M, Grandl F, Mieleitner J, Nemecek T & Gaillard G (2012): Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART,. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART,, Zürich, p. 151.
- Amundson R, Heimsath A, Owen J, Yoo K & Dietrich, WE (2015): Hillslope soils and vegetation. *Geomorphology*, 234, 122-132.
- Andreotti G, Koutros S, Hofmann JN, Sandler DP, Lubin JH, Lynch CF, Lerro CC, De Roos AJ, Parks CG, Alavanja MC, Silverman DT & Freeman LEB (2018): Glyphosate use and cancer incidence in the agricultural health study. *Journal of the National Cancer Institute* 110(5):509-516.
- 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.
- 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 and Horticulture* 18(1):37-54.
- 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, 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.
- Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Aviles-Vazquez K, Samulon A & Perfecto I (2007): Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22(2):86-108.
- Barański M, Średnicka-Tober D, Volakakis N, Seal C, Sanderson R, Stewart GB, Benbrook C, Biavati B, Markellou E & Giotis C (2014): Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *British Journal of Nutrition* 112(5):794-811.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G & Coomes OT (2010): The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 5(2):1-9.
- 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, 127-144.
- Bateson G (1972): *Steps to an Ecology of Mind: Collected Essays in Anthropology, Psychiatry, Evolution, and Epistemology*. University of Chicago Press. ISBN 0-226-03905-6, 612 S.
- Becker H (2011): *Pflanzenzüchtung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Behrens M, Neukirchen M, Sachteleben J, Weddeling K & Zimmermann M (2009): Konzept zum bundesweiten FFH-Monitoring in Deutschland. *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 57:144-152.
- Beketov MA, Kefford BJ, Schäfer RB & Liess M (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110(27):11039-11043. doi: 10.1073/pnas.1305618110.

- Bengtsson J, Ahnström J & WEIBULL AC (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42(2):261-269.
- Benzler A (2009): The implementation of the HNV farmland indicator in Germany. *Rural Evaluation News* 2:4-5.
- Benoit M, Garnier J, Billen G, Tournebise 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.
- Beste A (2005): *Landwirtschaftlicher Bodenschutz in der Praxis. Grundlagen, Analyse, Management-Erhaltung der Bodenfunktionen für Produktion, Gewässerschutz und Hochwasservermeidung.* Verlag Dr. Köster.
- BfN (2017a): *Agrar-Report 2017 – Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft.* Bonn.
- BfN (2017b). *Rote Listen gefährdeter Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten sowie der Pflanzengesellschaften.*
- BfN (2017c): *Monitoring gemäß FFH-Richtlinie.*
- BfN (2018a): *High Nature Value Farmland-Indikator - Ein Indikator für Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland.*
- BfN (2018b): *Vogelmonitoring in Deutschland.*
<https://www.bfn.de/themen/monitoring/vogelmonitoring.html#>.
- Bickel R & Rossier R (2015): *Nachhaltigkeit und Qualität biologischer Lebensmittel.* Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Frick.
- Biesmeijer JC, Roberts SP, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, Schaffers A, Potts SG, Kleukers R & Thomas C (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785):351-354.
- Binot-Hafke M, Balzer S, Becker N, Gruttke H, Haupt H, Hofbauer N, Ludwig G, Matzke-Hajek G & Strauch MR (2011): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1).* In *Naturschutz und Biologische Vielfalt, Vol. 70, 716 S.* Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Biokreis (2019): *Richtlinien Erzeuger.* <https://www.biokreis.de/richtlinien.php> (10.05.2019).
- Bioland (2019): *Richtlinien für Erzeuger & Hersteller.* <https://www.bioland.de/ueber-uns/richtlinien.html> (10.05.2019).
- Biopark (2019): *Richtlinien und Mitgliedsanträge.* <https://biopark.de/richtlinien-und-mitgliedsantraege/> (10.05.2019).
- BLE (2003): *Richtlinienvergleich.* Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- BLE (2018): *Strukturdaten zum Ökologischen Landbau in Deutschland.*
https://www.ble.de/DE/Themen/Landwirtschaft/Oekologischer-Landbau/_functions/StrukturdatenOekolandbau_table.html. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- BLE (2019a): *Buchführungsergebnisse Landwirtschaft:* <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/testbetriebsnetz/testbetriebsnetz-landwirtschaft-buchfuehrungsergebnisse/> (24.06.2019). Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- BLE (2019b): *Bundesprogramm zur Förderung von Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft und im Gartenbau:* https://www.ble.de/DE/Themen/Klima-Energie/Bundesprogramm-Energieeffizienz/bundesprogramm-energieeffizienz_node.html (25.06.2019). Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- BLE und BZL (2018). *Die neue Düngeverordnung. 2. Auflage.* ISBN 978-3-8308-1323-1

BMEL (2010): Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz. Grundsätze für die Durchführung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn.

BMEL (2013): Das deutsche Gentechnikrecht.

https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Gentechnik/_Texte/Gentechnikrecht.html (17.05.2019).

BMEL (2015): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2015: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/DFB-0010010-2015.pdf> (14.10.2019)

BMEL (2017a): Gute fachliche Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Boden/_Texte/LandwirtschaftlicheBodennutzung.html (20.05.2019)

BMEL (2017b): Tierwohlkennzeichen: https://www.bmel.de/DE/Tier/Tierwohl/_texte/Tierwohlabel-Fragen-und-Antworten.html (15.06.2019).

BMEL (2017c): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin. Abrufbar <https://www.nap-pflanzenschutz.de/ueber-den-aktionsplan/> (14.05.2019).

BMEL (2018): Landwirtschaft verstehen. Fakten und Hintergründe. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.

BMEL (2019a): Grundsätze für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz.

https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Pflanzenschutz/_Texte/GrundsätzeDurchführungGuteFachlichePraxisPflanzenschutz.html (23.05.2019).

BMEL (2019b): Ackerbau - Düngung

https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/_Texte/Duengung.html (11.11.2019).

BMEL (2019c): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2017/2018. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.

BMEL (2019d): Ökologischer Landbau in Deutschland. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.

BMEL (2019e): Vorläufiges Futterraufkommen im Wirtschaftsjahr 2017/18. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/tierhaltung/futtermittel/> (21.05.2019).

BMEL (2019f): Ackerbau.

https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/ackerbau_node.html (27.06.2019).

BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin.

BMUB (2016): Klimaschutzplan 2050: Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung, 1. Aufl. Berlin, 92 p.

BMUB (2018a): Zustand der deutschen Nordseegewässer - Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Bonn.

BMUB (2018b): Zustand der deutschen Ostseegewässer - Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Bonn.

BMUB und BMEL (2017): Nitratbericht 2016 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft.

- Bojková J, Komprdova K, Soldán T & Zahrádková S (2012): Species loss of stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic during the 20th century. *Freshwater Biology* 57(12):2550-2567.
- Bouchardy C, Schuler G, Minder C, Hotz P, Bousquet A, Levi F, Fisch T, Torhorst J & Raymond L (2002): Cancer risk by occupation and socioeconomic group among men—a study by the Association of Swiss Cancer Registries. *Scandinavian journal of work, environment & health* 28(Suppl 1):1-88.
- Boucher D, Elias P, Lininger K, May-Tobin C, Roquemore S & Saxon E (2011): The root of the problem: what's driving tropical deforestation today? The root of the problem: what's driving tropical deforestation today? UCS Publications, Cambridge.
- Bossard C, Santin G & Guseva Canu I (2016): Suicide among farmers in France: occupational factors and recent trends. *Journal of agromedicine* 21(4):310-315.
- Börner H (2009): *Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*. Springer-Verlag.
- BÖLW (2019): Zahlen und Fakten zur ökologischen Landwirtschaft. <https://www.boelw.de/> (20.05.2019).
- Brandt M, Farke A, Sundrum A & Weißmann F (2004): Ganzjährige Freilandhaltung von Mastschweinen als ein Fruchtfolgeglied im Ökologischen Landbau: Schlussbericht: Projekt 02OE449. <http://forschung.oekolandbau.de> (15.06.2019).
- Brasseur GP, Jacob D & Schuck-Zöller S (2017): *Klimawandel in Deutschland: Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven*. Springer.
- 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.
- Brooks DR, Bater JE, Clark SJ, Monteith DT, Andrews C, Corbett SJ, Beaumont DA & Chapman JW (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49(5):1009-1019.
- Brühl CA, Alscher A, Hahn M, Berger G, Bethwell C, Graef F, Schmidt T & Weber B (2015): UBA76. Protection of biodiversity in the risk assessment and risk management of pesticides (plant protection products & biocides) with a focus on arthropods, soil organisms and amphibians. Dessau-Roßlau.
- Bundesregierung (2013): Nationaler Bericht 2013 nach Art. 12 der Vogelschutzrichtlinie. Übermittlung an die EU-Kommission am 20.12.2013. Berlin.
- Bundesregierung (2016): *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Neuauflage 2016*. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung. Berlin.
- Bundesregierung (2018): *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Aktualisierung 2018*. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung. Berlin.
- Bürger A, Kutzbach H & Böttinger S (2017): Reifen-Reifen/Boden-Verhalten. *Jahrbuch Agrartechnik 2016*, Band 28 28:1-9.
- Butchart SH, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann JP, Almond RE, Baillie JE, Bomhard B, Brown C & Bruno J (2010a): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*: 1187512.
- Butchart SH, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann JP, Almond RE, Baillie JE, Bomhard B, Brown C & Bruno J (2010b): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328(5982): 1164-1168.
- BVL (2018): *Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2017*. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig.

- Carvalho L, Mackay EB, Cardoso AC, Baattrup-Pedersen A, Birk S, Blackstock KL, Borics G, Borja A, Feld CK, Ferreira MT, Globevnik L, Grizzetti B, Hendry S, Hering D, Kelly M, Langaas S, Meissner K, Panagopoulos Y, Penning E, Rouillard J, Sabater S, Schmedtje U, Spears BM, Venohr M, van de Bund W & Solheim AL (2019): Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 658 (2019) 1228–1238.
- Cassini A, Högberg LD, Plachouras D, Quattrocchi A, Hoxha A, Simonsen GS, Colomb-Cotinat M, Kretzschmar ME, Devleeschauwer B & Cecchini M (2019): Attributable deaths and disability-adjusted life-years caused by infections with antibiotic-resistant bacteria in the EU and the European Economic Area in 2015: a population-level modelling analysis. *The Lancet Infectious Diseases* 19(1):56-66.
- Chervet A, Ramseier L, Sturny WG, Weisskopf P, Zihlmann U, Müller M & Schafflützel R (2006): Bodenwasser bei Direktsaat und Pflug. *Agrarforschung* 13:162-169.
- Chemnitz C, Rehmer C & Wenz K (2018): *Fleischatlas. Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel.* Heinrich-Böll-Stiftung, Paderborn.
- Chemnitz C & Rehmer C (2019): *Agrar-Atlas. Daten und Fakten zur EU-Landwirtschaft.* Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Le Monde Diplomatique.
- Chiaia-Hernandez AC, Keller A, Wächter D, Steinlin C, Camenzuli L, Hollender J & Krauss M (2017): Long-term persistence of pesticides and TPs in archived agricultural soil samples and comparison with pesticide application. *Environmental Science & Technology* 51(18):10642-10651.
- Chmelikova L & Hülsbergen K-J (2019): Ressourceneffizienz In: *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft Vol. 65, 364* (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Clark M & Tilman D (2017): Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters* 12(6):064016.
- Cohen SN, Chang AC & Hsu L (1972): Nonchromosomal antibiotic resistance in bacteria: genetic transformation of *Escherichia coli* by R-factor DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 69(8):2110-2114.
- Cooper J, Baranski M, Stewart G, Nobel-de Lange M, Bàrberi P, Fließbach A, Peigné J, Berner A, Brock C & Casagrande M (2016): Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for sustainable development* 36: 22.
- Cooper J, Reed EY, Hörtenhuber S, Lindenthal Th, Løes AK, Mäder P, Magid J, Oberson A, Kolbe H & Möller K (2018): Phosphorus availability on many organically managed farms in Europe. *NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS* (in press). doi.org/10.1007/s10705-017-9894-2.
- CNS-FAO (2019): Schweizerisches nationales FAO-Komitee: <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/international/institutionen/multistakeholder-partnerschaften/cns-fao.html> (15.05.2019).
- 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.
- Crowder DW & Reganold JP (2015): Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(24):7611-7616.
- Curl CL, Fenske RA & Elgethun K (2003): Organophosphorus pesticide exposure of urban and suburban preschool children with organic and conventional diets. *Environmental health perspectives* 111(3):377-382.
- 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.

DBV (2011): Leitbild des Deutschen Bauernverbandes. Unsere Werte und Orientierung für die Zukunft. (Ed D. Bauernverband). Koblenz.

DBV (2017): DBV-Position zur Anbindehaltung von Milchkühen. Deutscher Bauernverband DBV Berlin. <https://www.bauernverband.de/anbindehaltung-milchkuh-2017> (10.06.2019).

DBV (2018): 5 vor 12 für die deutsche Sauenhaltung! Erklärung des Präsidiums des Deutschen Bauernverbandes zur Lage der Ferkelerzeuger in Deutschland. Deutscher Bauernverband DBV Wiesbaden. <https://www.bauernverband.de/5-vor-12-fuer-die-deutsche-sauenhaltung> (10.06.2019).

DBV (2019): Situationsbericht 2018/19. <https://www.bauernverband.de/72-agraraussehenhandel-807306> (28.06.2019).

Deerberg F & Heß J (2017): Hennen brauchen deutlich mehr Grünfläche. *Bioland*(6):34-36

Deike S, Pallut B, Melander B, Strassmeyer J & Christen O (2008): Long-term productivity and environmental effects of arable farming as affected by crop rotation, soil tillage intensity and strategy of pesticide use: A case-study of two long-term field experiments in Germany and Denmark. *European Journal of Agronomy* 29 (2008) 191-199.

Demeter e.V. (2019): Biodynamisches. <https://www.demeter.de/biodynamisches> (10.05.2019).

De Ponti T, Rijk B & Van Ittersum MK (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108:1-9.

Derpsch R, Friedrich T, Kassam A & Li HW (2010): Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *Int. J. Agric. & Biol. Eng.* Vol. 3. Nº 1.

Dev Pandey K, Buys P, Chomitz K & Wheeler D (2006): New tools for priority setting at global environment facility. World Bank Development Research Group Working Paper. Washington D.C.

Ecoinvent Centre (2019): Ecoinvent data, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland: <http://www.ecoinvent.ch> (17.6.2019).

Ecoland (2019): Zertifizierung. https://www.ecoland.de/_ecoland/index.php/ueber-uns/zertifizierung (10.04.2019).

Ecovin (2019): Wissen <https://www.ecovin.de/wissen> (10.04.2019).

EEA (2013): The European Grassland Butterfly Indicator: 1990-2011. In Technical Report No 11/2013.

Egan JF, Hafla A & Goslee S (2015): Tradeoffs between production and perennial vegetation in dairy farming systems vary among counties in the northeastern U.S. *Agricultural Systems* 139:17–28.

Europäische Kommission (2016): Commission Staff Working Document. Genetically modified commodities in the EU. SWD (2016) 61 final.

Fantke P (Ed.), Bijster M, Guignard C, Hauschild M, Huijbregts M, Jolliet O, Kounina A, Magaud V, Margni M, McKone TE, Posthuma L, Rosenbaum RK, van de Meent D & van Zelm R (2017): USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.00). USEtox® Team. <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>

FAO (2011): The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

FAO (2014): SAFA Guidelines Version 3. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and <http://www.fao.org/3/a-i3957e.pdf>

FAO (2017): The future of food and agriculture – Trends and challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Feindt PH, Bahrs E, Engels E, Hamm U, Herdegen M, Isselstein J, Schröder S, Wolters V, Backer G, Brandt H, Engels J, Graner A, Tholen E, Wagner S, Wedekind H & Wolf H (2018): Für eine gemeinsame Agrarpolitik die konsequent zum Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt - Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.

Ferrario C, Pittino F, Tagliaferri I, Gandolfi I, Bestetti G, Azzoni RS, & Villa S (2017): Roles of supraglacial sediments in attenuating the contamination of pesticides deposited on glaciers. *Aerosols in snow and ice. Markers of environmental pollution and climatic changes: European and Asian perspectives*, 62.

FiBL (2013): Grundlagen zur Bodenfruchtbarkeit: Die Beziehung zum Boden gestalten. Merkblatt für die Praxis. Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Frick.

FiBL Statistics (2019). Organic Area Germany. https://statistics.fibl.org/europe/area-europe.html?tx_statisticdata_pi1%5Bcontroller%5D=Element2Item&cHash=72cfbc753cb538a4b246661c521cf598 (11.09.2019).

FiBL (2019): Betriebsmittelliste für den biologischen Pflanzenschutz in Deutschland. <https://shop.fibl.org/chde/mwdownloads/download/link/id/52/> (13.10.2019).

Forum Palmöl (2019): Forum Nachhaltiges Palmöl. <https://www.forumpalmoel.org/> (20.06.2019).

Frank H, Schmid H & Hülsbergen K-J (2015): Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung – Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (Eds) *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

Fraser D (2008): Understanding animal welfare. *Acta Veterinaria Scandinavica* 50(1):S1. doi: 10.1186/1751-0147-50-S1-S1

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.

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

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. *Ecology Letters* 13(7):858-869.

Gattinger A, Müller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, Scialabba NH & Niggli U (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109(44):18226-18231.

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.

Gää (2019): Richtlinien für Erzeuger. <http://gää.de> (10.04.2019).

Gerbinet, S., Van Stappen, F., Belboom, S., Pezennec, E., Léonard, A. (2019): Impact of heavy metals on human toxicity using LCA: The case study of Walloon corn. *Matériaux & Techniques*, 107, 110.

Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Bradshaw CJ, Laurance WF & Lovejoy TE (2011): Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478(7369):378.

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

- Goulson D (2014): Pesticides linked to bird declines. *Nature* 511(7509):295-296. doi: 10.1038/nature13642
- Grams N (2019): Homeopathy-where is the science? A current inventory on a pre-scientific artifact. *Embo Reports* 20(3):5.
- Grau HR & Aide M (2008): Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2).
- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP & Balmford A (2005): Farming and the fate of wild nature. *Science* 307(5709):550-555.
- Gregorich EG, Rochette P, Vanden Bygaart AJ & Angers DA (2005): Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in eastern Canada. *Soil and Tillage Research* 83:53–72.
- Grenni P, Ancona V & Barra 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.
- Haas G (2010): Wasserschutz im Ökologischen Landbau – Leitfaden für Land- und Wasserwirtschaft. Bundesprogramm Ökologischen Landbau.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H & Hörren T (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10):e0185809.
- Hallmann CA, Zeegers T, van Klink R, Vermeulen R, van Wielink P, Spijkers H & Jongejans E (2018): Analysis of insect monitoring data from De Kaaistoep and Drenthe. In *Reports Animal Ecology and Physiology 2018-2* (Ed F. o. S. Department of Animal Ecology and Physiology, Institute for Water and Wetland Research, Radboud University). Nijmegen, The Netherlands: Department of Animal Ecology and Physiology, Faculty of Science, Institute for Water and Wetland Research, Radboud University.
- Hallström E, Calsson-Kanyama A & Börjesson P (2015): Environmental Impact of dietary change: a systematic review. *Journal of Cleaner Production* 91 (2015) 1-11.
- Hansen B, Alrøe HF & Kristensen ES (2001): Approaches to assess the environmental impact of organic farm-ing with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83(1-2):11-26. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00257-7.
- 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.
- 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.
- Haupt H, Ludwig G, Gruttke H, Binot-Hafke M, Otto C & Pauly A (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Band 1: Wirbeltiere. Bonn-Bad Godesberg: BfN.
- 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 *Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis: Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau* 108-111 (Eds G Leithold, K Becker, C Brock, S Fischinger, AK Spiegel, K Spory, KP Wilbois und U Williges).
- Heißenhuber A, Haber W & Krämer C (2015): 30 Jahre SRU-Sondergutachten "Umweltprobleme der Landwirtschaft" - eine Bilanz. 368 p. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

- Henkel G (1978): Der Strukturwandel ländlicher Siedlungen in der Bundesrepublik Deutschland. Schöningh.
- Herlitzius T, Grosa A, Henke M & Klingner FI (2013): Concept study of a modular and scalable self-propelled implement system. In 71. Internationale Tagung Land.TechnikHannover: VDI.
- Hermann A (1965): Haber und Bosch: Brot aus Luft-Die Ammoniaksynthese. *Physikalische Blätter* 21(4):168-171.
- Henders S, Persson UM & Kastner T (2015): Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters* 10(12):125012.
- Higgins S, Schellberg J & Bailey JS (2019): Improving productivity and increasing the efficiency of soil nutrient management on grassland farms in the UK and Ireland using precision agriculture technology. *European Journal of Agronomy* 106:67-74.
- 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.
- HLPE (2019). Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and food systems that enhance food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome. <http://www.fao.org/3/ca5602en/ca5602en.pdf>
- Hörning B, Tober O, Trieschmann M (2011): Freilandschweinehaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), 14 S., <https://www.ktbl.de/inhalte/themen/oekolandbau/themen/freilandschweinehaltung/>
- Hole D, Perkins A, Wilson J, Alexander I, Grice P & Evans AD (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122(1):113-130.
- Hofmann F & Schlechtriemen U (2015): Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte-Rindenmonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben. *Fachbeiträge des Landesamtes für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV), Heft Nr. 147, Potsdam.*
- Hülsbergen K-J & Rahmann G (2015): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013 - 2014. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 4703 p. (Eds). *Thünen Report 29, Braunschweig.*
- Hünig C & Benzler A (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. *BfN-Skripten* 476:40 S.
- Hvězďová M, Kosubová P, Košíková M, Scherr KE, Šimek Z, Brodský L, Šudoma M, Škulcová L, Sářka M, Svobodová M, Krkošková L, Vašíčková J, Neuwirthová N, Bielská L & Hofman J (2018): Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*.
- IARC (2015): IARC Monograph on the herbicide glyphosate. Internationale Krebsforschungsagentur IARC
- IFOAM (2005): *Principles of Organic Agriculture* (Ed IFOAM). Adelaide.
- IFOAM (2019): <https://www.ifoam.bio/en/about-us/history> (23.04.2019).
- IPBES (2017): *Is-ppobaes*. <https://www.ipbes.net> (20.05.2019).
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC (2014): Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner

S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner I, Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlomer S, von Stechow C, Zwickel T und Minx JC (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPES-Food (2017): Unravelling the Food – Health Nexus: addressing practices, political economy, and power relations to build healthier food systems. . The Global Alliance for the Future of Food and IPES-Food.

IUCN (2013): Germany's biodiversity at risk.

https://cmsdata.iucn.org/downloads/germany_s_biodiversity_at_risk_fact_sheet_may_2013.pdf (15.05.2019).

IVA (2019): Modern und verantwortungsbewusst: Landwirtschaft in Deutschland.

<https://www.iva.de/verband/landwirtschaft-deutschland>.

Ivemeyer S, Smolders G, Brinkmann J, Gratzler E, Hansen B, Henriksen BIF, Huber J, Leeb C, March S, Mejdell C, Nicholas P, Roderick S, Stöger 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, 63-72.

Jahn T, Hötter H, Oppermann R, Bleil R & Vele L (2014): Protection of biodiversity of free-living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Jackson DA, Symons RH & Berg P (1972): Biochemical method for inserting new genetic information into DNA of Simian Virus 40: circular SV40 DNA molecules containing lambda phage genes and the galactose operon of *Escherichia coli*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 69(10):2904-2909.

Jackson RD, Isidore B & Cates RL (2019): Are plant-soil dynamics different in pastures under organic management? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 279:53-57.

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 systems since 35 years 19.

Jeanneret P, Schüpbach B & Luka H (2003): Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1-3):311-320.

Jespersen LM, Baggesen DL, Fog E, Halsnaes K, Hermansen JE, Andreasen L, Strandberg B, Sørensen JT & Halberg N (2017): Contribution of organic farming to public goods in Denmark. *Organic Agriculture* (2017) 7:243–266.

JKI (2016): Bericht über Erkenntnisse wissenschaftlicher Untersuchungen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Julius Kühn Institut, Quedlinburg.

JKI (2017): Statistische Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis. Julius Kühn Institut. <https://papa.julius-kuehn.de/> (10.04.2019).

Jones GP, McCormick MI, Srinivasan M & Eagle JV (2004): Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(21):8251-8253.

Joos H, Timmerman B, Van Montagu M & Schell J (1983): Genetic analysis of transfer and stabilization of *Agrobacterium* DNA in plant cells. *The EMBO journal* 2(12):2151-2160.

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.

JRC (2015): JRC Science and Policy Report. Markets for non-Genetically Modified, Identity-Preserved soybean in the EU. Report EUR 27203.

Jung R & Schmidtke K (2019): Bodenfruchtbarkeit. In Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft Vol. 65, 364 (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.

- Jurt C, Häberli I, Bühler M & Zbinden Gysin K (2018): Suizid in der Landwirtschaft - eine wissenschaftliche Literaturanalyse und Expertengespräche. Zollikofen: Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL.
- Kaplan HF (2019): Die Philosophie der Tierrechtsbewegung. <https://www.swissveg.ch/node/155> (20.05.2019).
- Kastner T, Rivas MJJ, Koch W & Nonhebel S (2012): Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(18):6868-6872.
- Karlen DL, Andrews SS & Doran JW (2001): Soil quality: Current concepts and applications. In *Advances in Agronomy*, Vol. 1, 1-40 (Ed D. L. Sparks). Elsevier textbooks.
- Keil M, Bock M, Esch T, Metz A, Nieland S & Pfitzner A (2011): CORINE Land Cover. Aktualisierung 2006 für Deutschland. UBA13. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- 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.
- Klapp E (1958): Lehrbuch des Acker- und Pflanzenbaus. Paul Parey, Berlin und Hamburg
- Klingelschmidt J, Milner A, Khireddine-Medouni I, Witt K, Alexopoulos EC, Toivanen S, LaMontagne AD, Chastang J-F & Niedhammer I (2018): Suicide among agricultural, forestry, and fishery workers: a systematic literature review and meta-analysis. *Scandinavian journal of work, environment & health* 44(1):3-15.
- 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.
- Kosior A, Celary W, Olejniczak P, Fijał J, Król W, Solarz W & Płonka P (2007): The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41(1):79-88.
- KÖN (2018): Anteil der Öko-Fläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland 2016. Bundeskarte. Kompetenzzentrum Ökolandbau Niedersachsen (KÖN) Visselhövede, Landkreis Rotenburg (Wümme). <https://www.oeko-komp.de/oeko-in-den-landkreisen-deutschland-und-bundeslaender/> (20.04.2019).
- 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.
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB & Siriwardena GM (1999). The second Silent Spring?, *Nature* 400, 611 (1999).
- Kremen C & Miles A (2012): Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society* 17(4).
- Kreuzig R (2015): Antibiotika in der Tierhaltung: Untersuchungen zum Pfad Wirtschaftsdünger – Boden – Pflanze. In Beitrag am DLG Lebensmitteltag: Antibiotikaresistenz in der Lebensmittelkette, Frankfurt am Main.
- KTBL (2019): Web-Anwendungen: <https://www.ktbl.de/webanwendungen/wirtschaftlichkeitsrechner-tier/> (24.06.2019), Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
- Kühn E, Musche M, Harpke A, Feldmann R, Metzler B, Wiemers M, Hirneisen N & Settele J (2014): Tagfalter-Monitoring Deutschland – Anleitung. Oedipus 27. Pensoft. 47.
- Kühne S, Roßberg D, Röhrig P, von Mering F, Weihrauch F, Kanthak S, Kienzle J, Patzwahl W & Reiners E (2016): Status Quo der Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel in der deutschen Landwirtschaft und dem Gartenbau. *Journal für Kulturpflanzen* 68(7):189-196.
- Kundler PE (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit: Mit 263 Tab. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- Kusche D, Hoppe J, Hupe A & Heß J (2019): Wasserschutz. In *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft* Vol. 65, 364 (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.

- Küster HJ (1994): Vielfalt und Monotonie von Ackerstandorten und deren Auswirkungen auf die Unkrautflora. Eine Betrachtung aus der Sicht der historischen Geobotanik. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft 1: Naturschutz in der Agrarlandschaft:4-7.
- Langer H (2014).Die Biodiversität in der Kulturlandschaft. In Arbeitsmaterialien der Universität Hannover.
- LAWA (2015): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit. Pflanzenschutzmittel. Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Levin K, Brandhuber R, Freibauer A & Wiesinger K (2019): Klimaanpassung. In Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft Vol. 65, 364 (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Lerner DN & Harris B (2009): The relationship between land use and groundwater resources and quality. Land Use Policy 26S (2009) S265–S273.
- LfL (2019): LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html> (24.06.2019), Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Lotter DW (2003): Organic agriculture. Journal of Sustainable Agriculture 21(4):59-128.
- 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.
- Lu C, Toepel K, Irish R, Fenske RA, Barr DB & Bravo R (2005): Organic diets significantly lower children’s dietary exposure to organophosphorus pesticides. Environmental health perspectives 114(2):260-263.
- Lynch DH, Halberg N & Bhatta GD (2012): Environmental impacts of organic agriculture in temperate regions. CAB Reviews 2012 7, No. 010.
- Machado A (2004): An index of naturalness. Journal for Nature Conservation, 12, 95-110.
- Mackenzie-Ross S, McManus I, Harrison V & Mason O (2013): Neurobehavioral problems following low-level exposure to organophosphate pesticides: a systematic and meta-analytic review. Critical reviews in toxicology 43(1):21-44.
- 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.
- Malaj E, Peter C, Grote M, Kühne R, Mondy CP, Usseglio-Polatera P, Brack W & Schäfer RB (2014): Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. Proceedings of the National Academy of Sciences 111(26):9549-9554.
- March S, Bergschmidt A, Renziehausen C & Brinkmann J (2017): Indikatoren für eine ergebnisorientierte Honorierung von Tierschutzleistungen. 280 p., Braunschweig.
- March S, Haager D & Brinkmann J (2019): Tierwohl. In Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft Vol. 65, 364 (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Marwitz A, Ladewig E & Märkländer B (2014): Response of soil biological activity to common herbicide strategies in sugar beet cultivation. European Journal of Agronomy 54:97-106.
- Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM & Watson JE (2016): Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature 536(7615):143-145.
- Meemken E-M & Qaim M (2018): Organic agriculture, food security, and the environment. Annual Review of Resource Economics (0).
- Mehr J & Hellweg S (2018): Studie zum ökologischen Vergleich der Produktion von Phosphorsäure aus Klärschlammasche mittels Phos4life-Verfahren mit der Primärproduktion von P-Säure aus Rohphosphat –

Endbericht. ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Gruppe Ökologisches Systemdesign. Zürich.

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.

Meier M, Moakes S, Mäschi A, Spengler A, Steiner F, Böhler D & Leiber F (2017). *Lebenstagesleistung und Klimabilanz der Schweizer Milchproduktion*. FiBL.

Meier MS & Moakes S (2019): Swiss animal production adapted to local ecosystem boundaries: Production potential and eco-efficiency within different bio-geographic regions in Switzerland. Report NFP 69 NOVANIMAL. Frick.

Mendenhall CD, Karp DS, Meyer CF, Hadly EA & Daily GC (2014): Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature* 509(7499):213.

Michael DR, Wood JT, O'Loughlin T & Lindenmayer DB (2016): Influence of land sharing and land sparing strategies on patterns of vegetation and terrestrial vertebrate richness and occurrence in Australian endangered eucalypt woodlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 227 (2016) 24-32.

Mitschke A, Sudfeldt C, Heidrich-Riske H & Dröschmeister R (2005): Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126:127-140.

Mittermeier RA, Myers N, Mittermeier CG & Robles G (1999): Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, SA, Agrupación Sierra Madre, SC.

Möckel S (2018): *Gute fachliche Praxis, Eingriffsregelung und Landwirtschaft* Leipzig: Helholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ.

Modrzejewski D, Hartung F, Sprink Th, Krause D, Kohl Ch & Wilhelm R (2018): Übersicht über Nutz- und Zierpflanzen, die mittels neuer molekularbiologischer Techniken für die Bereiche Ernährung, Landwirtschaft und Gartenbau erzeugt wurden. Bericht JKI, 33 S.

https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Pflanze/GrueneGentechnik/NMT_Stand-Regulierung_Anlage4-Aktualisierung.pdf?__blob=publicationFile (10.7.2019).

Möller K, Oberson A, Bünemann EK, Cooper J, Friedel JK, Glæsner N, Hörtenhuber S, Løes A-K, Mäder P, Meyer G, Müller T, Symanczik S, Weisengruber L, Wollmann I & Magid J (2018): Improved phosphorus recycling in organic farming: navigating between constraints. *ADVANCES IN AGRONOMY* 147, 159-237. doi.org/10.1016/bs.agron.2017.10.004.

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.

Morrow JF, Cohen SN, Chang AC, Boyer HW, Goodman HM & Helling RB (1974): Replication and Transcription of Eukaryotic DNA in *Escherichia coli*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 71(5):1743-1747.

Müller A, Ferré M, Engel S, Gattinger A, Holzkämper A, Huber R, Müller M & Six J (2017): Can soil-less crop production be a sustainable option for soil conservation and future agriculture? *Land Use Policy*, Volume 69, Pages 102-105.

Müller A, Schader C, Scialabba NE-H, Brüggemann J, Isensee A, Erb K-H, Smith P, Klocke P, Leiber F & Stolze M (2017): Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8(1):1290.

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.

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA & Kent J (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853. NAP (2019): Nationaler Aktionsplan Pflanzenschutz. <https://www.nap-pflanzenschutz.de/>. (29.09.2019).
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2018): Artenrückgang in der Agrarlandschaft: Was wissen wir und was können wir tun? Halle (Saale).
- Natural History Museum London (2019): <http://www.nhm.ac.uk/discover/news/2016/july/biodiversity-breaching-safe-limits-worldwide.html> (20.04.2019).
- Naturland (2019): Richtlinien. <https://www.naturland.de/de/naturland/richtlinien.html> (10.04.2019).
- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A & Collen B (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520(7545):45.
- Newbold T, Hudson LN, Arnell AP, Contu S, De Palma A, Ferrier S, Hill SL, Hoskins AJ, Lysenko I & Phillips HR (2016): Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353(6296):288-291.
- Niggli U (2010): Biolandbauforschung als Innovationsmotor für eine zukunftsfähige Landwirtschaft. <https://www.fibl.org/de/service/nachrichtenarchiv/meldung/article/biolandbauforschung-als-innovationsmotor-fuer-eine-zukunftsfahige-landwirtschaft.html> (26.09.2019)
- Niggli U (2015a): Incorporating agroecology into organic research-an ongoing challenge. *Sustainable Agriculture Research* 4(3):149-157.
- Niggli U, Plagge J, Reese S, Schmid O, Brändli U, Bärtschi D, Fertl T, Pöpsel G, Siller M & Hermanowski R (2015b): Wege zu mehr Bio in Europa und weltweit! Ein Diskussionsbeitrag zu Öko- oder Biolandbau 3.0 vorgelegt von Bio Austria, Bioland, Bio Suisse, Naturland und FiBL Biofach 2015, Nurnberg.
- Niggli U, Schmidt J, Watson C, Kriipsalu M, Shanskiy M, Barberi P, Kowalska J, Schmitt A, Daniel C, Wenthe U, Conder M, Wohlfahrt J, Schild M, Dierauer H-U, Krauss M, Moeskops B, Padel S, Micheloni C, Constanzo A, Thonar C & Wilbois K (2016): Organic Knowledge Network Arable - D.3.1 State-of-the-art research results and best practices.
- Niggli U, Gerowitt B, Brühl C, Liess M, Schulz R, Altenburger R, Bokelmann W, Büttner C, Hartenbach M, Heß J, Märländer B, Miedaner T, Nödler K, Petercord R, Reineke A & Kröcher CV (2019): Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen. In Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2019: Wissenschaftlicher Beirat des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln NAP beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- Noleppa S (2016): Pflanzenschutz in Deutschland und Biodiversität. Auswirkungen von Pflanzenschutzstrategien der konventionellen und ökologischen Landbewirtschaftung auf die regionale und globale Artenvielfalt Vol. 1: HFFA Research GmbH.
- Oehen B, Schneider C & Früh B (2010): Alternativen zum Einsatz von synthetischem Vitamin B2 und Vitamin B2 GVO Derivaten - Erhebung der Vitamin B2-Versorgung bei Bioschweinen. Bericht FiBL.
- 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.
- Opitz H & Heinrich CH (2001): Naturschutz in Deutschland. Ziele und Handlungsansätze zum Schutz der biologischen Vielfalt. NABU, Bonn.
- 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.

- OVID (2019): Ölsaaten. <https://www.ovid-verband.de/positionen-und-fakten/zahlen-deutschland/> (27.06.2019).
- UBA (2019): Landwirtschaft quo vadis? Agrar- und Ernährungssysteme der Zukunft – Vielfalt gewähren, Handlungsrahmen abstecken. Position der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190917_uba_kp_landwirtschaft_quovadis_bf.pdf
- Parfitt R, Yeates G, Ross D, Mackay A & Budding P (2005): Relationships between soil biota, nitrogen and phosphorus availability, and pasture growth under organic and conventional management. *Applied Soil Ecology* 28(1):1-13
- Patzel N, Sticher H & Karlen DL (2000): Soil Fertility — Phenomenon and Concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163(2):129-142.
- Pe'er G, Zinngrebe Y, Moreira F, Sirami C, Schindler S, Müller R, Bontzorlos V, Clough D, Bezák P, Bonn A, Hansjürgens B, Lomba A, Möckel S, Passoni G, Schleyer C, Schmidt J & Lakner S (2019): A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, 365, 449-451.
- Pfiffner L & Henryk L (2003): Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology*, 4, pp. 117-127.
- Phalan B, Onial M, Balmford A & Green RE (2011): Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333(6047):1289-1291.
- Pimm SL & Raven P (2000): Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403(6772):843.
- Pingen S (2015): Flächenverbrauch – Ist die Ressource Boden in Gefahr? Würzburg.
- 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.
- Ponisio LC, M'Gonigle LK, Mace KC, Palomino J, de Valpine P & Kremen C (2015): Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1799):20141396.
- Poppinga O (2009): Industrialisierung der Landwirtschaft. Bonn. <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61261/industrialisierung?p=all> (10.04.2019).
- Pussemier L, Larondelle Y, Van Peteghem C & Huyghebaert A (2006): Chemical safety of conventionally and organically produced foodstuffs: a tentative comparison under Belgian conditions. *Food Control* 17(1):14-21.
- Radić T, Likar M, Hančević K, Bogdanović I & Pasković I (2014): Occurrence of root endophytic fungi in organic versus conventional vineyards on the Croatian coast. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 192:115-121.
- Rasmussen KJ (1999): Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil and Tillage Research* 53(1):3-14.
- Reganold JP & Wachter JM (2016): Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2(2):15221.
- Reinecke AJ, Albertus RMC, Reinecke SA & Larink O (2008): The effects of organic and conventional management practices on feeding activity of soil organisms in vineyards. *African Zoology* 43(1):66-74.
- Reinhard, E. (2014): Nutzen und Risiken von Pestiziden. Vortrag Dr. Eva Reinhard, BLW, Bern vom 10.11.2014 am Oekotoxzentrum Dübendorf, Schweiz.
- Richner W, Oberholzer H, Freiermuth Knuchel R, Huguenin O, Ott S, Nemecek T & Walther U (2014): Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen-SALCA-NO3. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung

(Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Version 2.0; Juni 2014. *Agroscope Science* 5, 1-28.

Robert Koch-Institut (2016): *Gesundheit in Deutschland – die wichtigsten Entwicklungen*. Eds. Gesundheitsberichterstattung des Bundes. Gemeinsam getragen von RKI und Destatis. RKI, Berlin. https://www.rki.de/DE/Content/Gesundheitsmonitoring/Gesundheitsberichterstattung/GesInDtId/GiD_2006/gid2006_node.html (18.05.2019).

Robertson GP, Paul EA & Harwood RR (2000): Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289, 1922-1925.

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin III FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C & Schellnhuber HJ (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263):472.

Röder N, Ackermann A, Baum S, Birkenstock M, Dehler M, Ledermüller S, Nitsch H, Pabst H, Sebastian R & Schmidt M (2018): Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes-GAPEval. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Rodríguez C & Wiegand K (2009): Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: The role of field size. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(4):361-366.

Rudel TK, Defries R, Asner GP & Laurance WF (2009): Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology* 23(6):1396-1405.

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.

Ruyschaert 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.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB & Kinzig A (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459):1770-1774.

Sánchez-Bayo F & Wyckhuys KA (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232:8-27.

Sanders J, Offermann F & Nieberg H (2012): *Wirtschaftlichkeit des ökologischen Landbaus in Deutschland unter veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

Sanders J & Heß J (2019): *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft* Vol. 65, 364 (Eds J Sanders und J Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.

Scialabba N-H & Müller-Lindenlauf M (2010): Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25(02):158-169. doi: 10.1017/S1742170510000116.

Schader C, Lampkin N, Christie M, Nemecek Th, Gaillard G & Stolze M (2013): Evaluation of cost-effectiveness of organic farming support as an agri-environmental measure at Swiss agricultural sector level. *Land Use Policy* 31, 196-208.

Schader C, Jud K, Meier MS, Kuhn T, Oehen B & Gattinger A, (2014): Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 73, 227-235.

- Schader C, Muller A, Scialabba NE, Hecht J, Isensee A, Erb KH, Smith P, Makkar HPS, Klocke P, Leiber F, Schwegler P, Stolze M & Niggli U (2015): Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface* 12(113).
- Schader C, Baumgart L, Landert J, Müller A, Ssebunya B, Blockeel J, Weissshaidinger R, Petrasek R, Mészáros D, Padel S, Gerrard CL, Smith L, Lindenthal Th, Niggli U & Stolze M (2016): Using the Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART) for the Systematic Analysis of Trade-Offs and Synergies between Sustainability Dimensions and Themes at Farm Level. *Sustainability*, 8 (3), p. 274.
- Schader, C., Grovermann, C., Frick, R., Grenz, J., & Stolze, M. (2017): Towards a new public goods payment model for remunerating farmers under the CAP Post-2020. Potential of Sustainability Assessment tools for Improving the Effectiveness, Efficiency, and Acceptance of the CAP.
- Schäffer A, Filser J, Frische T, Gessner M, Köck W, Karatz W, Liess M, Nuppenau E-A., Ross-Nickoll M, Schäfer R & Scheringer M (2018): Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. Diskussion Nr. 16. Halle (Saale): Nationale Akademie der Wissenschaften – Leopoldina.
- Schjønning P, Elmholt S, Munkholm LJ & Deboz 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.
- Schmid H, Braun H & Hülsbergen K-J (2012): Klimawirksamkeit und Nachhaltigkeit von bayrischen landwirtschaftlichen Betrieben.
- Schmidhalter U (2016): Stickstoff gezielt und effizient düngen. *Landfreund, Das Schweizer Agrarmagazin* (01/2016):22-25.
- Schmidt M (2008) Die Bedeutung der Effizienz für Nachhaltigkeit – Chancen und Grenzen. Abgedruckt in: Hartard, Schaffer & Giegrich (Hrsg.): Ressourceneffizienz im Kontext der Nachhaltigkeitsdebatte. Nomos-Verlag Baden-Baden, 2008, S. 31-46.
- Schmidt TG & Osterburg B (2010): Ressourceneffizienz der deutschen Agrarwirtschaft – eine Input-Output-Analyse. Institut für Ländliche Räume des Johann Heinrich von Thünen-Instituts. Posterbeitrag anlässlich der 50. Jahrestagung der GEWISOLA, Braunschweig.
- Schnug E & Haneklaus S (2002): Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden - Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. *Landbauforschung Völkenrode* 52(4):197-203.
- Schoumans OF (2015): Phosphorus leaching from soils: process description, risk assessment and mitigation, Wageningen University. Dissertation, 265 p.
- Schreiner VC, Szocs E, Bhowmik AK, Vijver MG & Schafer RB (2016): Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment* 573:680-689.
- 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.
- Schwertmann U, Vogl W & Kainz M (1990): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, 2nd ed. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- Seel P (2019): Programm zur Reduzierung der Phosphoreinträge in hessische Fließgewässer – Hintergründe und Ergebnisse. Niedernhausen, Vortrag DWA Landesverbandstagung Nord, August 2019.
- Seufert V, Ramankutty N & Foley JA (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485(7397):229.
- Seufert V & Ramankutty N (2017): Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Science advances* 3(3):e1602638.

- Siebenhüner B (2001): Homo sustinens. Auf dem Weg zu einem Menschenbild der Nachhaltigkeit. Marburg: Metropolis Verlag.
- 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 and Environment* 69(3):253-264.
- Silva V, Mol HG, Zomer P, Tienstra M, Ritsema CJ & Geissen V (2019): Pesticide residues in European agricultural soils—a hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment* 653:1532-1545.
- Skinner C, Gattinger A, Muller A, Mäder P, Fließbach A, Stolze M, Ruser R & Niggli U (2014): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management—a global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 468-469:553-563. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.098.
- Smith, L.G., Kirk, G.J.D., Jones, P.J. et al. The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nat Commun* 10, 4641 (2019) doi:10.1038/s41467-019-12622-7
- Smith P, Goulding KW, Smith KA, Powlson DS, Smith JU, Falloon P & Coleman K (2001): Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 237-252.
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O (2007): Agriculture. In *Climate Change (2007): Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. http://www.mnp.nl/ipcc/pages_media/FAR4docs/final_pdfs_ar4/Chapter08.pdf (10.07.2019).
- 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, Wat-tenbach 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.
- Smith P, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H, Elsidig EA, Haberl H, Harper R, House J, Jafari M, Masera O, Mbow C, Ravindranath NH, Rice CW, Robledo Abad C, Romanovskaya A, Sperling F, & Tubiello F (2014): Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner S, Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlömer S, von Stechow C, Zwickel T & Minx JC (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith LG, Kirk GJD, Jones PJ & Williams AG (2019): The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nature Communications* (2019)10:4641.
- Smith-Spangler C, Brandeau ML, Hunter GE, Bavinger JC, Pearson M, Eschbach PJ, Sundaram V, Liu H, Schirmer P & Stave C (2012): Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives?: a systematic review. *Annals of internal medicine* 157(5):348-366.
- Souza DM, Teixeira RF & Ostermann OP (2015): Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global Change Biology* 21(1):32-47.
- SRU (2016): Umweltgutachten 2016 - Impulse für eine integrative Umweltpolitik. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
- Starz W (2016): Aktivierung der Bodenfruchtbarkeit im Bio-Grünland. Riezlern: LFI und Bio Austria Vorarlberg, Riezlern/Kleinwalsertal, 6. Juni 2016 und Bio-Institut –HBLFA Raumberg-Gumpenstein.
- Statista (2019a): Durchschnittseinkommen (durchschnittlicher Brutto-Jahresarbeitslohn) je ledigem Arbeitnehmer ohne Kinder* in Deutschland von 1960 bis 2018.

- <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/164047/umfrage/jahresarbeitslohn-in-deutschland-seit-1960/> (15.06.2019).
- Statista (2019b) Importe Mais. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/28902/umfrage/importmenge-von-mais-nach-deutschland-im-jahr-2007-08/> (15.06.2019).
- Statistisches Bundesamt (2019): Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach ausgewählten Hauptnutzungsarten 2017. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/flaechen-hauptnutzungsarten.html> (15.06.2019).
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter SR, de Vries W, de Wit DA, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Research Article Summary. VOL 347 ISSUE 6223 Sciencemag.org
- Stehle S & Schulz R (2015): Pesticide authorization in the EU—environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research* 22(24):19632-19647.
- Stein-Bachinger K, Haub A & Gottwald F (2019): Biodiversität. In *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft* Vol. 65, 364 (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- 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.
- Stolze M (2016): Betriebswirtschaft. In: Freyer B (Ed.), *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen*. UTB - Haupt, Bern, pp. 242-261.
- SOAAN (2013): Best Practice Guideline for Agriculture and Value Chains. Sustainable Organic Agriculture Action Network. IFOAM – Organics International, Bonn.
- Sütterlin S, Reinig A & Klingholz R (2018): Food, Jobs and Sustainability. What African agriculture needs to achieve. Berlin Institute for Population and Development, Berlin.
- Syers J & Springett J (1984): Earthworms and soil fertility. In *Biological Processes and Soil Fertility*, 93-104 Berlin: Springer.
- Taherzadeh O & Caro D (2019): Drivers of water and land use embodied in international soybean trade. *Journal of Cleaner Production* 223, 83-93.
- Thorup-Kristensen K, Magid J & Jensen LS (2003): Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*. Vol 79, 227–302.
- Thünen Institut für Betriebswirtschaft (2015): Betriebe des ökologischen Landbaus nach Betriebsformen im Vergleich zu vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben 2013/14.
- Tierschutzbund (2019): Landwirtschaft. <https://www.tierschutzbund.de/information/hintergrund/landwirtschaft/> (15.05.2019).
- Tinbergen J (1956): *Economic policy: Principles and design*, Amsterdam, North Holland.
- Tittonell P (2014): Ecological intensification of agriculture—sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8, 53-61.
- Treu H, Nordborg M, Cederberg C, Heuer T, Claupein E, Hoffmann H & Berndes G (2017): Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Production* 161:127-142.

- Tsiafouli MA, Thébault E, Sgardelis SP, De Ruiter PC, Van Der Putten WH, Birkhofer K, Hemerik L, De Vries FT, Bardgett RD & Brady MV (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21(2):973-985.
- Tubiello FN, Salvatore M, Rossi S, Ferrara A, Fitton N & Smith P (2013): The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters* 8, 015009. doi: 10.1088 / 1748 - 9326 / 8 / 1 / 015009, ISSN: 1748-9326.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 51(3):746-755.
- 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 (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Dessau-Roßlau.
- UBA (2017a): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau.
- UBA (2017b): Indikator: Eutrophierung von Nord- und Ostsee durch Stickstoff. <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-eutrophierung-von-nord-ostsee-durch#textpart-3> (20.05.2019).
- UBA (2018a): Umwelt und Landwirtschaft 2018.
- UBA (2018b): Struktur der Flächennutzung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/struktur-der-flaechennutzung#textpart-1> (15.06.2019).
- UBA (2018c): Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/naehrstoffeintraege-aus-der-landwirtschaft#textpart-1> (25.06.2019).
- UBA (2018d): Grünlandumbruch. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch#textpart-1> (11.09.2019)
- UBA (2019a): Anzahl und Nutzfläche der Öko-Betriebe in Deutschland. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/oekologischer-landbau#textpart-1> (10.04.2019).
- UBA (2019b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen. 1990 – 2017. Endstand zur Berichterstattung 2019. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2018_12_19_em_entwicklun_in_d_trendtabelle_thg_v1.0.1_0.xlsx
- UN (1992): Convention on Biological Diversity. United Nations.
- Umweltinstitut München e. V. (2014): Unterschiede zwischen der EU-Verordnung Ökologischer Landbau und den Richtlinien der Anbauverbände Bioland, Naturland und Demeter, München.
- UN (2015): Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung. Resolution der Generalversammlung, verabschiedet am 25. September 2015.
- UNFCCC (2019): Climate Change Threatens Progress Across Sustainable Development. <https://unfccc.int/news/climate-change-threatens-progress-across-sustainable-development-warns-new-un-report> (23.05.2019).
- Vaarst M & Alrøe HF (2012): Concepts of Animal Health and Welfare in Organic Livestock Systems. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 25, 333-347.
- van der Mark M, Brouwer M, Kromhout H, Nijssen P, Huss A & Vermeulen R (2011): Is pesticide use related to Parkinson disease? Some clues to heterogeneity in study results. *Environmental health perspectives* 120(3):340-347.

- 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.
- 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.
- Van Stappen F, Mathot M, Lories A, Delcour A, Stilmant D, Planchon V, Bodson B, Léonard A & Goffart J-P (2018): Sensitive parameters in local agricultural life cycle assessments: the illustrative case of cereal production in Wallonia, Belgium. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23, 225-250.
- Verbund Ökohöfe (2019): Richtlinien. <https://www.verbund-oekochoefe.de/richtlinien/> (11.04.2019).
- Verhoog H, Matze M, Lammerts van Bueren E & Baars T. (2003): The Role of the Concept of the Natural (Naturalness) in Organic Farming. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, Volume 16, Issue 1, pp 29–49.
- Vogel E, Donat MG, Alexander LV, Meinshausen M, Ray DK, Karoly D, Meinshausen N & Frieler K (2019): The effects of climate extremes on global agricultural yields. *Environmental Research Letters* 14 (2019) 0540010.
- Vogt G (2007): The origins of organic farming. In *Organic Farming: an International History*, 9–29 (Ed W. Lockeretz). Wallingford, UK: CABI.
- von Ehrenstein OS, Ling C, Cui X, Cockburn M, Park AS, Yu F, Wu J & Ritz B (2019): Prenatal and infant exposure to ambient pesticides and autism spectrum disorder in children: population based case-control study. *BMJ* 364:l962.
- von Liebig JF (1876): *Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie*. Vieweg.
- WBA (2015): *Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung: Gutachten 425: Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft*, Berlin.
- WBA (2019): (2019): *Zur effektiven Gestaltung der Agrarumwelt- und Klimaschutzpolitik im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2020. Stellungnahme. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim BMEL*, Berlin.
- Weckenbrock P, Sanchez-Gellert HS & Gattinger A (2019): Klimaschutz. In *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft Vol. 65, 364* (Eds J. Sanders und J. Heß). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Westhoek H, Rood T, van den Berg M, Janse J, Nijdam D, Reudink M, Stehfest E, Lesschen J, Oenema O & Woltjer G (2011): *The protein puzzle: the consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*. Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Westhoek H, Lesschen JP, Rood T, Wagner S, De Marco A, Murphy-Bokern D, Leip A, van Grinsven H, Sutton MA & Oenema O (2014): *Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake*. *Global Environmental Change* 26 (2014) 196-205.
- Wettstein S, Stucki M, Meier M, Schumacher P, Buchli J (2016): *Ökobilanz von Schweizer Wein aus ÖLN- und biologischer Produktion*. Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften und Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Wädenswil und Frick.
- White PJ & Kerr JT (2007): Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography* 16(3):290-299.
- WHO (2019): *Ten threats to global health in 2019*. <https://www.who.int/emergencies/ten-threats-to-global-health-in-2019> (23.05.2019).

- Wickings K, Grandy AS & Kravchenko AN (2016): Going with the flow: Landscape position drives differences in microbial biomass and activity in conventional, low input, and organic agricultural systems in the Midwestern US. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 218:1-10.
- Wilhelm B (2016): Funktionen und Regulierung von Ackerwildkräutern. In: Freyer B (ed) *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen*. Haupt Verlag: pp 486-503, Bern.
- Willam A & Simianer H (2017): *Tierzucht*. UTB.
- Willer H & Lernoud J (2019): *The World of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2018*. FIBL-IFOAM Report. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick und IFOAM Organics International, Bonn.
- 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.
- 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.
- Wingender R, Weddeling K, Beinlich B, Blick T, Hill B & Köstermeyer H (2002): *Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen in Deutschland*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn.
- Wittwer RA, Dorn B, Jossi W & van der Heijden MGA (2017): Cover crops support ecological intensification of arable cropping systems. *Scientific Reports* volume 7, Article number: 41911.
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JB, Lotze HK, Micheli F & Palumbi SR (2006): Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(5800):787-790.
- WRI (2013): *WIR Annual report 2013*. <https://www.wri.org/about/annual-reports/FY2013> (20.04.2019).
- WWF (2018): *Zustand der Gewässer in Deutschland. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Bundesländern*, Berlin.
- Xiao ZG, Wang X, Koricheva J, Kergunteuil A, Le Bayon RC, Liu MQ, Hu F & Rasmann S (2018): Earthworms affect plant growth and resistance against herbivores: A meta-analysis. *Functional Ecology* 32(1):150-160.
- Zaganas I, Kapetanaki S, Mastorodemos V, Kanavouras K, Colosio C, Wilks MF & Tsatsakis AM (2013): Linking pesticide exposure and dementia: what is the evidence? *Toxicology* 307:3-11.
- Zaller JG, Heigl F, Ruess L & Grabmaier A (2014): Glyphosate herbicide affects belowground interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. *Scientific Reports* 4:5634.
- Zhang L, Rana I, Taioli E, Shaffer RM & Sheppard L (2019): Exposure to glyphosate-based herbicides and risk for non-Hodgkin lymphoma: a meta-analysis and supporting evidence. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*.