



Vielfalt auf den Acker!

Ansätze für eine nachhaltigere
Landwirtschaft in Deutschland

LANGFASSUNG



Diese Zusammenfassung, die vollständige Studie
und weitere interessante Publikationen finden
Sie in unserer WWF-Wissen App.



Jetzt herunterladen!

Herausgeber	WWF Deutschland
Stand	September 2019
Autoren	Prof. Dr. Bernhard Freyer, Dipl.-Ing. Pierre Ellssel
Koordination	Michael Berger (WWF Deutschland)
Kontakt	Michael Berger (Michael.Berger@wwf.de)
Redaktion	Michael Berger, Dr. Rolf Sommer, Matthias Meissner, Thomas Köberich (alle WWF Deutschland), Ulrike Bauer
Layout	Thomas Schlembach (WWF Deutschland)
Bilder	Getty Images, Gottwald, Pixelio, unsplash, WWF

A close-up photograph of a brown butterfly with long antennae feeding from a vibrant purple flower. The background is a soft, out-of-focus green. The text is overlaid in large, white, sans-serif font.

**Die
Zeit zu
handeln
ist jetzt!**

Inhalt

VORWORT	9
FORDERUNGEN DES WWF FÜR EINE ACKERBAULICHE ÖKOLOGISIERUNG	10
1. Attraktivität erweiterter Fruchtfolgen erhöhen	10
2. Anbau von Klee gras fördern	11
3. Signifikante Reduzierung von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoffdünger	12
4. Stärkeren Fokus auf den Bodenschutz	13
5. Kopplung von Direktzahlungen an gesellschaftliche Leistungen	13
6. Nutz tierbestände reduzieren.....	14
7. Flächendeckende landwirtschaftliche Beratung aufbauen	14
8. Agrarforschung neu ausrichten	15
9. Digitalisierung für mehr Umweltschutz nutzen.....	16
10. Bildung entlang der gesamten Wertschöpfungskette ausbauen	17
1 EINLEITUNG.....	18
2 ZIELSETZUNG FÜR EINE NACHHALTIGE LANDWIRTSCHAFT.....	21
3 STATUS QUO – LANDWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND.....	23
3.1 Umweltwirkungen	23
3.2 Natur und Umwelt.....	30
3.3 Gute landwirtschaftliche Praxis.....	39
3.4 Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP).....	40
3.5 Gesellschaftlicher Diskurs.....	42
4 URSACHEN MANGELNDER NACHHALTIGKEIT IN DER LANDWIRTSCHAFT	43
4.1 Strukturwandel und Spezialisierung.....	43
4.2 Agrarpolitik, Konsum und Märkte	44
4.3 Produktionstechnik.....	48
4.4 Forschung und Wissenskommunikation.....	50
5 KONZEPTE EINER ACKERBAULICHEN ÖKOLOGISIERUNG.....	51
5.1 Konzeptionelle Überlegungen und Prämissen	51
5.2 Pflanzenbauliche Steuerungsmaßnahmen im Ackerbau	52
5.2.1 Fruchtfolge	52
5.2.2 Flächengröße und Begleitstrukturen.....	57
5.2.3 Bodenbearbeitung.....	60
5.2.4 Sortenwahl und Züchtung	63
5.3 Inputbasierte Steuerung im Acker- und Pflanzenbau	64
5.3.1 Düngemittel und Düngerausbringung.....	64

5.3.2	Pflanzenschutzmittel und Herbizide sowie alternative Verfahren.....	75
6	SZENARIEN EINER ACKERBAULICHEN ÖKOLOGISIERUNG	81
6.1	Ökologisierungstufen	82
6.1.1	Referenz (Intensive Variante).....	85
6.1.2	Ökologisierungstufe 1 (Ö1)	85
6.1.3	Ökologisierungstufe 2 (Ö2)	86
6.1.4	Ökologisierungstufe 3 (Ö3)	87
6.1.5	Kontrolliert biologischer Anbau	88
6.2	Betriebswirtschaftliche Berechnungen	89
6.2.1	Kalkulationsgrundlage Deckungsbeitrag	89
6.2.2	Kalkulationsgrundlage Arbeitswirtschaft	89
6.2.3	Ertragsniveau und Bodenqualität.....	90
6.2.4	Fruchtfolge und Kulturartenanteile	90
6.2.5	Kalkulationsgrundlage Klee gras	91
6.2.6	Herbizide und Pflanzenschutzmittel	92
6.2.7	Mechanische Beikrautregulierung	93
6.2.8	Düngung	94
6.2.9	Humusbilanzierung.....	95
6.2.10	Bodenbearbeitung.....	96
6.2.11	Sortenwahl	96
6.2.12	Ökologische Ausgleichsflächen	97
6.3	Stufenplan der Umsetzung	98
6.4	Nutzungsmöglichkeiten von Klee gras im Ackerbau	99
	Zusammenfassung der Berechnungen.....	101
7	LITERATUR.....	106
	ANHANG.....	129
	Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden.....	130
	Ertragsniveau mittel, leichter Boden	134
	Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden	138
	Ertragsniveau mittel, schwerer Boden.....	143
	Ertragsniveau niedrig, leichter Boden.....	148
	Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	153

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Mineraldüngeraufwand je Hektar landwirtschaftlicher Fläche in Deutschland (N = Stickstoff, P = Phosphor [P ₂ O ₅], K = Kalium [K ₂ O]).....	24
Abbildung 2 Inlandsabsatz einzelner Wirkstoffgruppen in Pflanzenschutzmitteln	25
Abbildung 3 Flächenanteile wichtiger Ackerkulturen	26
Abbildung 4 Flächenanteile ausgewählter Ackerkulturen	26
Abbildung 5 Anbaufläche der wichtigsten Getreidearten.....	27
Abbildung 6 Veränderung des Anteils von Dauergrünland und Stilllegungsflächen/Brachen.....	28
Abbildung 7 Häufigkeitsverteilung der Schlaggröße in 10 ausgewählten Ackerbauregionen	28
Abbildung 8 Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft im Mittel der Jahre 2011 bis 2013, mit Berücksichtigung der N-Zufuhr mit Gärresten.....	66
Abbildung 9 Erforderliche Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (aktueller N-Überschuss abzüglich zulässiger N-Überschuss)	67
Abbildung 10 Landwirtschaftlicher Flächenbilanzüberschuss für Stickstoff (a) und Viehbesatzdichte (b) auf Kreisebene.....	71
Abbildung 11 Gesamt-Deckungsbeiträge Klee grasnutzung als Frischfutter	99
Abbildung 12 Gesamt-Deckungsbeiträge Klee grasnutzung als Substrat für Biogas	100
Abbildung 13 Unterschiede der Gesamt-Deckungsbeiträge der einzelnen Ökologisierungsstufen	102
Abbildung 14 Veränderung der Stickstoff-Düngebedarfe in den einzelnen Ökologisierungsstufen	103
Abbildung 15 Veränderung der Stickstoff-Überschüsse in den einzelnen Ökologisierungsstufen	103
Abbildung 16 Veränderung der Humussalden in den einzelnen Ökologisierungsstufen.....	104

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Umweltwirkungen fehlgeleiteter landwirtschaftlicher Praktiken	30
Tabelle 2 Technisch-organisatorische Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung und des N-Überschusses (Wirkungen nicht addierbar).....	69
Tabelle 3 Produktionstechnische Maßnahmen nach Ökologisierungstufen	82
Tabelle 4 Ökologisierungstufen nach Kulturartenanteilen, Stickstoff, Pflanzenschutz und Herbizide	84
Tabelle 5 Arbeitskraftstunden und fixe Lohnkosten der chemischen und mechanischen Beikrautkontrolle	89
Tabelle 6 Ertragsniveaus und Bodenqualitäten nach KTBL.....	90
Tabelle 7 Kosten des Anbaus von Klee gras	91
Tabelle 8 Mittlere Anwendungen von Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln	92
Tabelle 9 Variable Kosten der mechanischen Beikrautregulierung	93
Tabelle 10 Zusammenfassung der Ergebnisse (Mittelwerte der Gesamtertragsfolge)	101

Abkürzungsverzeichnis

AF	Ackerfläche
BFN	Bundesamt für Naturschutz
BMEL	Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
DB	Deckungsbeiträge
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DM	Deutsche Mark
DüV	Düngeverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FF	Fruchtfolge
FM	Frischmasse
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der EU
GK	Gehaltsklassen
GWK	Grundwasserkörper
N _{min}	Anteil verfügbarer, mineralisierter Stickstoff (Summe aus Ammonium und Nitrat)
ha	Hektar
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPS	Integrierter Pflanzenschutz
kbA	kontrolliert biologischer Anbau
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Landwirtschaftsfläche
ÖKS	Ökologisierungstufen
ÖVF	Ökologische Vorrangflächen
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
UBA	Umweltbundesamt
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
WHO	World Health Organization
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

VORWORT

Der Druck auf die Landwirte in Deutschland erhöht sich von allen Seiten. Die Gesellschaft fordert ein zunehmendes Mitspracherecht und Reglementierungen, globalisierte Märkte und Handel erhöhen den Preisdruck, klimatische Veränderungen sorgen für ein erhöhtes Produktionsrisiko und die Wertschätzung für Landwirtschaft und Lebensmittel ist auf einem Tiefststand. Doch wie gehen wir damit um? Zunächst haben es die Landwirte selbst in der Hand, auf diese Herausforderungen zu reagieren und die Zukunft ihrer Höfe nachhaltig und enkeltauglich zu gestalten. Doch dabei müssen sie von der Gesellschaft und der Politik unterstützt werden. Die Frage nach einer umweltschonenden, klimafreundlichen und zugleich produktiven Landwirtschaft ist eine gesamtgesellschaftliche.

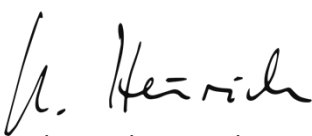
Etwa ein Drittel der Fläche der Bundesrepublik Deutschland ist Ackerland. Die Art, wie Ackerbau betrieben wird, ist eine der Ursachen der bestehenden Probleme, und diese wird zunehmend auch zum Problem für den Ackerbau selbst. So zeigt der Bodenzustandsbericht der Bundesregierung, dass in den kommenden Jahren durchschnittlich 200 kg organischer Kohlenstoff pro Hektar und Jahr und damit die Grundlage der Bodenfruchtbarkeit verloren gehen könnte. Ackerbauliche Maßnahmen zum Humusaufbau sind bekannt, zahlen sich aber kurzfristig für die Landwirte häufig wirtschaftlich nicht aus.

Auch wenn die Landwirtschaft in Deutschland ökonomisch und arbeitsmarktpolitisch kein bedeutender Wirtschaftszweig mehr ist, spielt sie nach Auffassung des WWF für den Erhalt unserer Kulturlandschaften und unserer kulturellen und regionalen Identitäten eine wichtige Rolle. Der WWF ist davon überzeugt, dass der Erhalt von Biologischer Vielfalt, Wasser- und Bodenqualität und lebendiger Kulturlandschaften nur gemeinsam mit einer nachhaltigen und vielseitigen Landwirtschaft gelingen wird. Deshalb setzen wir uns für die Transformation der Landwirtschaft hin zu umweltfreundlichen und zugleich lohnenden Produktionsmethoden ein, von denen die Landwirte auch leben können!

Mit der vorliegenden Studie legt der WWF Deutschland Vorschläge für einen gangbaren Weg in Richtung eines nachhaltigeren Ackerbaus vor. Die vorgeschlagenen Maßnahmen sollen niedrigschwellige Lösungen anbieten, die anschlussfähig an die Praxis sind, der Heterogenität der deutschen Landwirtschaft gerecht werden und einen Beitrag zur öffentlichen und politischen Diskussion um die künftige Ausgestaltung der Landwirtschaft leisten.

Die aktuellen öffentlichen Debatten unter anderem zum Insektenschutz, eine wirksame Düngeverordnung und der Klimaschutzbeitrag der Landwirtschaft machen deutlich:

Es ist keine Zeit mehr zu verlieren. Die Zeit zu handeln ist jetzt!



Christoph Heinrich
Vorstand Naturschutz



Dr. Rolf Sommer
Leitung Landwirtschaft & Landnutzungswandel

FORDERUNGEN DES WWF FÜR EINE ACKERBAULICHE ÖKOLOGISIERUNG

Die vorliegende Studie macht den Umfang der Herausforderungen einer Ökologisierung der Landwirtschaft deutlich. Neben dem Zurückholen der vielerorts verschwundenen Habitatstrukturen wie Randstreifen, Feldgehölzen oder Hecken sind vor allem Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis an sich, hin zu integrativen Maßnahmen, erforderlich. Sie erfordern durchaus weitgehende Umstellungen der landwirtschaftlichen Praxis auf den einzelnen Betrieben. Punktuelle Maßnahmen reichen dazu nicht aus. Dazu gehört auch eine bessere finanzielle Anerkennung entweder durch angemessenere Preise oder staatliche Unterstützung bei der Umsetzung dieser Maßnahmen. Der WWF fordert daher, die Aktivitäten und Maßnahmen umzusetzen, die in den Ökologisierungsstufen der vorliegenden Studie beschrieben werden. **Kernelemente für eine Ökologisierung des Ackerbaus sind aus Sicht des WWF:**

1. Attraktivität erweiterter Fruchtfolgen erhöhen

Auf vielen intensiv wirtschaftenden Ackerbaubetrieben finden sich Fruchtfolgen mit nur zwei oder drei Kulturarten. Gründe dafür sind die kurzfristigen wirtschaftlichen Vorteile und die relativ einfache Handhabung nach „Rezept“. Doch haben das Verbot einiger Pflanzenschutzmittel, rückläufige Marktpreise beim Raps und nicht zuletzt Schwierigkeiten mit resistenten Beikräutern zum Umdenken in Richtung einer Erweiterung der Fruchtfolgen geführt. Wie auch in dieser Studie gezeigt wird, wirkt sich die Erweiterung der Fruchtfolge um ein Glied bereits positiv auf die Bodenfruchtbarkeit aus.

Der WWF fordert, die in Ökologisierungsstufe 1 beschriebenen Maßnahmen (–15 % Stickstoffdünger, –25 % Pflanzenschutzmitteleinsatz, eine Zwischenfrucht) und eine mindestens 4-gliedrige Fruchtfolge als Grundvoraussetzung für EU-Agrarzahlungen festzuschreiben.

Doch stellt sich die Frage, wie sich breitere Fruchtfolgen für Landwirte auch wirtschaftlich attraktiver darstellen lassen. Viele der in den Ökologisierungsszenarien betrachteten Kulturen sind diesbezüglich derzeit wenig attraktiv.

- Um breitere Fruchtfolgen für Landwirte interessant zu gestalten, fordert der WWF die **Stärkung des heimischen Futtermittelanbaus!** Die Förderung heimischer Futtermittel hätte nicht nur einen positiven wirtschaftlichen Effekt, sondern auch das Potenzial, Treibhausgase aus der Landwirtschaft zu reduzieren. Die bestehenden Förderprogramme der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) und des *Greenings* bieten bereits heute die Möglichkeit, den Anbau von Leguminosen und Artengemengen zu fördern und werden in einigen Bundesländern auch umgesetzt. Doch reicht diese Förderstruktur noch nicht aus. **Der WWF fordert daher, Futterleguminosen als integrativen Bestandteil der Fruchtfolge zu etablieren und die Zahlung von EU-Agrargeldern konditional daran zu koppeln.** Dies würde es auch (wieder) ermöglichen, regionale, lokale und sogar betriebliche Nährstoffkreisläufe effizienter zu gestalten. Im Kraftfuttermittelsektor **ist die Forschung für den heimischen Anbau von Körnerleguminosen zu intensivieren.** Durchbrochen werden muss die Abhängigkeit von Ländern, die Futtermittel mit erheblichen negativen Folgen für Mensch und Umwelt anbauen, die tropische Regenwälder vernichten und die damit einhergehenden Rechte indigener Bevölkerung missachten. Gleichzeitig ließe sich durch die Förderung der heimischen Futtermittelproduktion die Einfuhrkontrolle von gentechnisch verändertem Futtermittel erleichtern.

- Hierzu gehört auch, **extensive Getreidearten und andere „seltene“ Kulturarten in die Ackerbaustrategie der Bundesregierung zu integrieren!** Analog zur Eiweißpflanzenstrategie benötigen wir eine Strategie für extensive Getreidearten und andere Kulturarten. Generell kann z.B. Sommergerste oder Hafer einen wichtigen Beitrag zu einer ausgeglichenen Fruchtfolge leisten. Das relativ geringe Düngenniveau beispielsweise der Braugerste wirkt sich zudem positiv auf die betriebliche Stickstoffbilanz aus, was für einige Betriebe hinsichtlich der verschärften Düngeverordnung interessant sein dürfte. Ähnliches gilt für Roggen. Hafer wiederum ist als Gesundungsfrucht bekannt. Das heißt, er trägt ein hohes Potenzial, Krankheitszyklen zu durchbrechen, die beispielsweise bei intensivem Weizenanbau auftreten können. Durch das tiefe und dichte Wurzelwerk ist Hafer in der Lage, vorhandene Nährstoffe gut auszunutzen und gleichzeitig die Bodenstruktur positiv zu beeinflussen. Auch bisher exotische oder unterrepräsentierte Kulturen wie Quinoa, Buchweizen, Leinsamen, Heil- oder Gewürzpflanzen bieten aufgrund der derzeit hohen Nachfrage interessante Alternativen. Hier muss noch mehr in Forschung und Züchtung investiert werden.

2. Anbau von Klee gras fördern

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen auf, dass mit zunehmender Extensivierung der ackerbaulichen Maßnahmen und Erweiterung der Fruchtfolgen die Gesamtdeckungsbeiträge für die jeweilige Fruchtfolge sinken. Logische Ursache hierfür sind die zum Teil deutlich geringeren Deckungsbeiträge, welche die zur Erweiterung eingeführten Kulturen im Vergleich zu den ökonomisch attraktiven Kulturen in der Referenzvariante aufweisen. Insbesondere die in der Studie berechnete Integration von Klee gras zur reinen Mulchnutzung ist aus rein ökonomischer Sicht vergleichsweise teuer. Doch erweisen sich gerade diese Erweiterungen als besonders effektiv beim Aufbau von Humus und der gleichzeitigen Reduktion von Stickstoffüberschüssen. Um die kurzfristig negativen wirtschaftlichen Effekte einer erweiterten Fruchtfolge aufzufangen und so Klee gras als attraktive Kultur zu etablieren, ergeben sich aus Sicht des WWF folgende Optionen:

- eine direkte Nutzung von Klee gras als Futtermittel inner- und überbetrieblich;
- Protein-Extrakt aus Klee gras als Leistungsfuttermittel für Schweine und Geflügel;
- eine energetische Nutzung von Klee gras in Biogasanlagen;
- Klee gras als Gründünger inner- und überbetrieblich.

Klee gras führt in allen Ökologisierungstufen und Ertragsniveaus zu einer positiven Humusbilanz, d.h. zu einer Zunahme des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden. Die Klimarelevanz ist über die Fruchtfolge gerechnet mit etwa 300 kg bis 500 kg Kohlenstoffanreicherung pro Hektar und Jahr beachtlich. Auf die gesamte ackerbaulich genutzte Fläche (11,7 Millionen Hektar) Deutschlands hochgerechnet, würde sich so ein CO₂-Einsparungspotenzial von mindestens 12,7 Millionen Tonnen CO₂ aufsummieren. Das entspricht fast einem Fünftel der momentanen Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft (66 Millionen Tonnen CO₂e).

Daher fordert der WWF, den Anbau von Klee gras- oder Luzerne gras-Gemischen in der Ackerbaustrategie der Bundesregierung als eine zentrale Maßnahme sowohl zur Reduktion der Emissionen aus der Landwirtschaft als auch zur Sicherung der Bodenfruchtbarkeit zu implementieren.

3. Signifikante Reduzierung von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoffdünger

Die in der Studie berechneten Ökologisierungstufen beinhalten jeweils eine Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoffdünger. So ist bei einer Reduktion von chemischen Pflanzenschutzmitteln um 25 %, einer Reduktion von Dünger um 15 % und einer gleichzeitigen Integration von mindestens einer Zwischenfrucht in eine viergliedrige Fruchtfolge keine Ertragsreduktion zu erwarten. Durch den Effekt einer aufgelockerten Fruchtfolge, die Integration von Klee gras- oder Luzerne grasgemischen, die Anwendung von kulturtechnischen Maßnahmen und mechanischer Beikrautregulierung sowie der vollständigen Umsetzung der Prinzipien der *guten landwirtschaftlichen Praxis* und des *integrierten Pflanzenschutzes* werden bei Ökologisierungstufe 2 ebenfalls keine Ertragsrückgänge angenommen. Hier wird mit einer Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes um 50 % und des Düngemitelesinsatzes um 20 % gerechnet. Auch bei der 20%igen Reduzierung des Düngemitelesatzes ist aufgrund der großzügigen Puffer¹ bei der Düngebedarfsermittlung mit keinen Ertragsrückgängen zu rechnen.

Der WWF fordert daher eine stufenweise Reduktion der chemischen Pflanzenschutzmittel um 50 % bis 2030. Neben den oben genannten Maßnahmen zu Fruchtfolgen, benötigt es zur Erreichung dieses Zieles eine verpflichtende Einhaltung des Schadschwellenprinzips und eine Förderung von Investitionen in mechanische und alternative Pflanzenschutzmaßnahmen. **Der Einsatz von Pestiziden ist in sensiblen Gebieten wie Natura 2000 oder FFH auszuschließen. Zulassungsverfahren sind bezüglich der Überprüfung subletaler Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen zu reformieren.** Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft sind ein Problem. Nach wie vor werden an rund einem Viertel der Messstellen zu hohe Nitratwerte im Grundwasser gemessen. Gasförmige Stickstoffemissionen (Lachgas) treiben den Klimawandel voran.

Der WWF fordert eine Reduktion der Überschüsse in der Gesamtstickstoffbilanz auf unter 50 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr bis spätestens 2030. Hierzu ist es nötig, in viehstarken Regionen Nutztierbestände abzustocken und über eine Stickstoffabgabe Überschüsse nach dem Verursacherprinzip zu sanktionieren.

¹ Zum einen wird der Pflanzendüngerbedarf nicht nach tatsächlichen Entzügen, sondern lediglich auf der Grundlage von Düngesteigerungsversuchen berechnet, zum anderen werden Residualeffekte (Wirtschaftsdünger in den vorausliegenden Jahren und mineralischer Stickstoff im Boden) überhaupt nicht oder nur sehr konservativ beziffert.

4. Stärkeren Fokus auf den Bodenschutz

Ein gesunder Boden erfüllt eine Reihe von wichtigen Aufgaben. Er speichert Wasser und Nährstoffe, er schützt vor Verunreinigung des Grund- und Oberflächenwassers, er hat Einfluss auf das Klima und er ist Lebensraum für viele Millionen von Mikroorganismen, Tier-, Pflanzen- und Pilzarten, die alle zur Erfüllung essenzieller Bodenfunktionen beitragen. Für die Landwirte ist der Boden das wichtigste Produktionskapital. Doch sind diese Bodenfunktionen in Gefahr. Chemieeinsatz, Verdichtung durch schwere Maschinen und Erosionen setzen dem Boden schwer zu. So geht das Umweltbundesamt davon aus, dass es auf etwa 20 % der Böden zu einer Beeinträchtigung der Bodenfunktionen durch Verdichtung kommt. Bis zu 200 kg organischer Bodenkohlenstoff gehen nach Schätzungen der Bundesregierung jedes Jahr pro Hektar verloren. Ein weiteres gravierendes Problem ist der Schutz des Grundwassers und die Speicherung von Wasser im Boden. Viele der Grundwasserkörper und Böden in Deutschland haben sich noch nicht von den Trockenereignissen der letzten Jahre erholt. Intakte Böden sind eine der Grundvoraussetzungen, diese wichtigen Ressourcen zu schützen. Ein wichtiger Indikator für den Zustand des Bodens ist das Vorkommen von Regenwürmern.

Der WWF fordert den Erhalt und die Rückgewinnung von extensivem Grünland, ein Verbot des Grünlandumbruchs auf organischen Böden, Investitionen in den Schutz und die Renaturierung nasser Böden und die Berücksichtigung des lokalen und regionalen Klimaeffekts von Boden-Pflanzen-Systemen durch die Förderung naturnaher landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme mit höherer Wasserhaltefähigkeit (z.B. Agroforstsysteme, Wasserrückhaltestrukturen in der Landschaft).

5. Kopplung von Direktzahlungen an gesellschaftliche Leistungen

Die Gemeinsame Europäische Agrarpolitik (GAP) ist der zentrale Förderrahmen, über den die Landwirtschaft in Europa finanziell unterstützt wird. Und das lässt sich die Europäische Union was kosten. Etwa 40 % des europäischen Haushalts, momentan 58 Milliarden Euro, fließen jährlich in den Agrarsektor. Deutschland ist mit rund 6,5 Milliarden Euro neben Frankreich und Spanien der drittgrößte Empfänger von EU-Agrarzahlungen. Neben der Stützung landwirtschaftlicher Einkommen und der Gewährleistung der Ernährungssicherheit hat die GAP zum Ziel, Ökosysteme und deren Leistungen für die Gesellschaft zu schützen. Letzteres wird nur ungenügend verfolgt, wie auch der Europäische Rechnungshof 2017 feststellte. Und auch die Ausgestaltung der neuen Förderperiode ab 2020 wird vom Europäischen Rechnungshof in Bezug auf die Umweltleistungen der Landwirtschaft kritisch beurteilt. **Der WWF fordert daher, die finanzielle Unterstützung der Landwirte an ihre Leistungen für den Erhalt und die Wiedergewinnung der Ökosystemleistungen zu koppeln.** Darunter fallen Maßnahmen zum Schutz der Artenvielfalt, zum Erhalt und Aufbau des Bodenhumusgehaltes, zum Schutz der Grund- und Oberflächengewässer, eine an die Bedürfnisse der Tiere angepasste Tierhaltung und Maßnahmen zum Klimaschutz. **Als Voraussetzung für den Erhalt von Agrarzahlungen sieht der WWF die Basislinie bei der in der Studie beschriebenen Ökologisierungstufe 1.** Diese schreibt eine Reduzierung der Pflanzenschutzmittel um 25 % und eine Reduzierung der Stickstoffdüngemenge um 15 % vor. Darauf aufbauend müssen die nach dem jetzigen Vorschlag der Europäischen Kommission einzuführenden „Eco-Schemes“ mit 50 % der Mittel in der ersten Säule ausgestattet werden. Bezogen auf die Ökologisierungsstufen 2 und 3 schlägt der WWF vor, das derzeit in Brüssel diskutierte Instrument der Eco-Schemes für die Umstellung und Kompensation der entstehenden Kosten bzw. Mindereinnahmen zu nutzen. **Das derzeit bestehende Instrument der Umschichtung von Geldern aus der ersten Säule in die zweite muss vollständig**

ausgenutzt werden. Dabei würden 15 % der Gelder aus der ersten Säule in die zweite Säule übertragen werden. Derzeit nimmt Deutschland nur 4,5 % Umschichtung in Anspruch.

6. Nutztierbestände reduzieren

Eine Reduzierung der Nutztierdichte – zumindest in einigen Regionen Deutschlands – ist unverzichtbar. Stickstoffüberschüsse und damit verbundene Austräge von Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer sind Folgen der zu hohen, nicht mehr flächenkonformen Tierproduktion. Sie produzieren mehr Wirtschaftsdünger, als die zugehörigen Flächen aufnehmen können. Mehr noch: Wirtschaftsdünger und Tierhaltung sind für mehr als die Hälfte der Treibhausgasemission aus der Landwirtschaft verantwortlich. **Daher fordert der WWF eine Reduzierung der Nutztierbestände auf 1,5 Großvieheinheiten (GV) pro Hektar, insbesondere in viehstarken Regionen bis 2025.** Deutschland produziert weit mehr Tiere, als zur Eigenversorgung mit Fleisch notwendig ist, und exportiert lebende Tiere und Nahrungsmittel tierischen Ursprungs im Wert von über 22 Milliarden Euro pro Jahr (das sind mehr als 30 % der deutschen Agrarausfuhren). Nüchtern betrachtet sind es zunächst Faktoren ökonomischer Wertschöpfung, die im Ergebnis reduzierter Nutztierdichte ange-tastet würden. Mit anderen Worten: Eine Reduzierung von Tierbeständen zugunsten der Umwelt zöge eine bessere Entlohnung der Landwirte für wirtschaftliche Einbußen als Kompensation nach sich. Konkret stünde der Handel in der Verantwortung, den Produzenten bessere Preise zu zahlen.

Davon ungeachtet ist die Reduzierung des Fleischkonsums in Deutschland auch aus medizinischer Sicht ein Gebot der Zeit. Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung empfiehlt einem Erwachsenen insgesamt den Verzehr von nicht mehr als 300–600 Gramm Fleisch und Wurst pro Woche. Folgten die Deutschen dieser Empfehlung, würden sie zugunsten ihrer Gesundheit auf ca. 50 % ihres momentanen Fleisch- und Wurstkonsums verzichten. **Dieser Befund gibt Anlass, bei der Neuausrichtung der Förderpolitik ernährungsspezifische Aspekte in die Wirtschaftlichkeitsberechnungen einzubeziehen.**

7. Flächendeckende landwirtschaftliche Beratung aufbauen

Für die Schaffung landwirtschaftlicher Beraterstrukturen sind die Bundesländer zuständig, woraus sich große Unterschiede in den einzelnen Regionen Deutschlands ergeben. Während in einigen Regionen die Angebotslage über Landwirtschaftskammern und -ämter vergleichsweise gut ist, beschränkt sich in anderen Regionen die Beratung vieler Betriebe auf Besuche von Firmenvertretern aus der Agrarindustrie. Eine unabhängige landwirtschaftliche Beratung ist so nur schwer zu gewährleisten. Doch nicht nur das Angebot, sondern auch die Informationsbeschaffung ist verbesserungswürdig. Bislang ist es sowohl für Landwirte als auch für landwirtschaftliche und naturschutzfachliche Berater schwierig, die jeweiligen Angebote und Nachfragen zu überblicken. Auch Aus- und Fortbildungsmöglichkeiten zum naturschutzfachlichen Berater sind bislang schwer zu finden. **Eine unabhängige landwirtschaftliche und zugleich naturschutzfachlich geschulte Beratung ist einer der zentralen Schlüssel auf dem Weg hin zu mehr Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaftliche Beratung darf keine Frage der finanziellen Möglichkeiten der Landwirte sein, sondern muss über unabhängiges geschultes staatliches Personal erfolgen. Um einen Überblick über Bildungsmöglichkeiten und Förderangebote zu erhalten, setzt sich der WWF dafür ein, auf Bundesebene eine zentrale Anlaufstelle zu schaffen.** Eine Informations- und Austauschplattform

kann dazu beitragen, Landwirte und Berater besser zu vernetzen. Allein die Bereitstellung einer leicht zugänglichen Kontaktdatenbank der naturschutzfachlichen Berater aller Bundesländer und Regionen kann hierfür schon ein erster Schritt sein. Darüber hinaus kann eine zentrale Plattform dabei helfen, dass Erfahrungen aus den einzelnen Bundesländern ausgetauscht werden, um so bundesweit einheitliche und stabile Beraterstrukturen aufzubauen. Für die finanzielle Unterstützung dieser Beratung werden teilweise bereits Mittel des EU-Fonds zur Förderung des Ländlichen Raum (ELER) bereitgestellt, der sogenannten 2. Säule. In der zukünftigen Förderperiode der Gemeinsamen Agrarpolitik sind diese auszubauen.

8. Agrarforschung neu ausrichten

In dem skizzierten Spannungsfeld zwischen Bewertungsunsicherheit, Schwellenwerten und Entscheidungsfindung bewegen sich die Empfehlungen dieser Studie. Daraus leitet sich der Auftrag an die Forschung ab, die Vielfalt der Anbausysteme besser verstehen zu lernen. Langzeitforschung wird benötigt, um Prognosesysteme zu optimieren, die es ermöglichen, eine Ökologisierung der Landwirtschaft umfangreich, schnell und kostengünstig zu bewerten. **Eine Aufgabe zukünftiger Forschung muss es sein, anbausystemspezifisch optimale Bewirtschaftungskonzepte – auch für den Ökolandbau – zu definieren, welche die Entwicklung einer artenreichen Agrarlandschaft ermöglichen und dabei nachhaltig und resilient sind.** Erheblicher Forschungsbedarf besteht bei Fragen zur Förderung des Artenreichtums. Im Zentrum stehen sollte die Frage nach nachhaltigen Fruchtfolgen, alternativen Pflanzenschutzkonzepten, insbesondere solchen, die ohne umweltschädliche Stoffgruppen auskommen, zu Fragen der Interaktionen zwischen Nützlingen und Schaderregern sowie zur Züchtung eines breiten Kulturartenspektrums.

Der WWF fordert eine Neuausrichtung der Agrarforschung dahingehend, dass neben der klassisch-disziplinären Forschung inter- und transdisziplinäre Forschungsverbünde gestärkt werden.

Darunter fallen regionspezifische Agrar- und Umweltkonzepte, rurale-urbane Versorgungskonzepte mit einem hohen ökologischen Standard. Hier sind nicht nur Landwirtschaft, Ressourcenschutz, Ökosystemdienstleistungen, Klimaschutz, Ernährung und Gesundheit von Bedeutung, sondern auch sozioökonomische, arbeitswirtschaftliche, migrationsspezifisch relevante Entwicklungsperspektiven, die im Ernährungssektor zur Resilienz von Regionen und Städten beitragen können.

Auch die Forschung zur effizienten Steuerung von Lebensmittelüberschüssen sowie zu **Reduktionsmöglichkeiten von Lebensmittelverschwendung** ist dringend zu fördern. Die Reduktion von Lebensmittelabfällen vom Acker bis zum Teller ist eine fundamentale Komponente der globalen Strategie für Ernährungssicherung und in den Nachhaltigkeitszielen der Vereinten Nationen festgeschrieben (Sustainable Development Goal 12.3). Um Ergebnisse aus der Forschung in der Praxis zur Anwendung zu bringen, **fordert der WWF, den Wissenstransfer in die Praxis in der Vergabe von Forschungsprojekten stärker zu verankern.** Angewandte Forschung muss sich für Wissenschaftler wieder „lohnen“.

9. Digitalisierung für mehr Umweltschutz nutzen

Die Digitalisierung der Landwirtschaft wird als ein Faktor diskutiert, der zu einer Reduktion des Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes und somit zu mehr Vielfalt und Umweltverträglichkeit auf dem Acker beitragen kann. So sind Entwicklungen denkbar, die den Anbau von Mischkulturen vereinfachen, beispielsweise mithilfe sensorgestützter Techniken. Im mechanischen Pflanzenschutz gibt es Bestrebungen, kleine autonome Roboter über die Felder fahren zu lassen, die unerwünschte Pflanzen erkennen und diese selektiv mechanisch beseitigen. So ließen sich chemische Pflanzenschutzmittel einsparen, Bodenverdichtung reduzieren und die Bewirtschaftung vielschichtiger Systeme vereinfachen. Der Abbau von Bürokratie beim Ausfüllen von Förderanträgen oder bei der Dokumentation ist durch neue intelligente digitale Lösungen denkbar. Auch im Bereich des Biodiversitätsmonitorings bietet die Digitalisierung Lösungsansätze. Doch kann die Digitalisierung nur ein Baustein auf dem Weg zu einer umweltfreundlicheren Landwirtschaft sein. Wird die Digitalisierung lediglich dazu genutzt, das bestehende Agrarsystem noch weiter zu intensivieren, ist für den Umweltschutz nichts gewonnen. Und auch die Landwirte blieben dabei auf der Strecke, wenn nicht dafür gesorgt wird, dass sie die Hoheit über die von ihnen generierten Daten behalten und auch die Sicherheit der Daten gewährleistet wird.

Der WWF setzt sich konstruktiv mit innovativen Lösungen im Agrarbereich auseinander, betont aber zugleich, den Wert tradierten Wissens nicht außer Acht zu lassen. Digitalisierung muss den Landwirten und der Umwelt zugleich dienen und darf nicht zum einseitigen Wirtschaftsmodell verkommen. Offene Schnittstellen müssen dafür sorgen, dass die Wahlfreiheit für Software und Maschine gegeben bleibt und es nicht zu einer Monopolisierung von Services und Technologien kommt. Die Datenhoheit muss bei den Landwirten bleiben, die Sicherheit der Daten muss gewährleistet sein.

10. Bildung entlang der gesamten Wertschöpfungskette ausbauen

Die Umsetzung einer Ökologisierungstrategie in der Landwirtschaft hängt maßgeblich vom Wissen und den Fähigkeiten der Akteure ab, entlang der Wertschöpfungskette ihrer Bereiche proaktiv Veränderungen anzustoßen. Dafür ist eine ökologische Bildungsinitiative nötig. **Spezifische Aus- und Weiterbildungsmaßnahmen, die ökologische Landwirtschaft sowie Ökologierungsmaßnahmen betreffen, sind flächendeckend einzurichten. Die Teilnahme an Ausbildungs- und Fortbildungsprogrammen sollte durch entsprechende landwirtschaftliche Fördermaßnahmen und Investitionshilfen begleitet werden.** Die Lehrprogramme der landwirtschaftlichen Fachschulen sind von Grund auf zu überarbeiten.

Der WWF fordert, das Wissen und die praktischen Fähigkeiten über Fruchtfolgen, Pflanzensorten, organische Düngung, artgerechte Tierhaltung, biologischen Pflanzenschutz, Nützlingsförderung und mechanische Beikrautregulierung stärker in den Mittelpunkt der Ausbildung zu rücken. Die Erstellung von einzelbetrieblichen und überbetrieblichen Nützlings- und Biotopschutzkonzepten sollte fester Bestandteil der Ausbildung werden. **Um die Diversifizierung betrieblicher Einkommen zu ermöglichen und dabei auch Arbeitsplätze in den ländlichen Regionen zu schaffen, müssen gesonderte Bildungsmaßnahmen zur Integration von Lebensmittelverarbeitungsanlagen auf den Höfen betrieblich wie überbetrieblich gefördert werden.** Um nachhaltigere Ernährungskonzepte zu fördern, ist es erforderlich, entsprechende Ausbildungsprogramme für Angestellte in der Lebensmittelverarbeitung, der Gastronomie, den Großküchen und der öffentlichen Hand flächendeckend anzubieten. Ziel ist es, eine nachhaltigere und gesündere Ernährung zu begünstigen. Die Bereitstellung nahrhafter wie schmackhafter Alternativen zu tierischen Lebensmitteln ist unterstützenswert. Konzepte zur Lebensmittelabfallvermeidung sind einzuführen.²

² Eine ausgewogene Ernährung hat das größte Potenzial, Treibhausgase einzusparen. Nahezu 70 % der direkten Treibhausgasemissionen unserer Ernährung sind auf tierische Produkte zurückzuführen, auf pflanzliche Produkte dagegen nur knapp ein Drittel. Siehe dazu die WWF-Studie „Klimawandel auf dem Teller“ (2012).

1 EINLEITUNG

Ein nachhaltiger Umgang und ein besserer Schutz unserer natürlichen Ressourcen werden seit Jahren auf allen gesellschaftlichen Ebenen diskutiert (z.B. Brundtland, 1987). Auf welche Weise und wie umfangreich der Schutz dieser Ressourcen umgesetzt werden kann, variiert entsprechend der gesellschaftlichen Akteure und Interessenlagen. Der Landwirtschaft und insbesondere dem Betriebszweig des Ackerbaus ist als der größten Flächennutzerin in Deutschland in der Diskussion ein besonderer Stellenwert beizumessen. Die optimale Integration von sozialen, ökologischen und ökonomischen Zielen ist in weiten Teilen der landwirtschaftlichen Nutzung bisher nicht gelungen.

Insbesondere die anstehenden Umweltprobleme sind überwiegend noch ungelöst. Hierzu zählen zum Beispiel degradierte Ackerböden durch Humusabbau, Verdichtung und verschiedene Formen der Bodenerosion (z.B. Auerswald et al., 2018; Capriel, Seiffert, 2009; Frielinghaus et al., 2002; UBA, 2015). Durch einen überhöhten Einsatz von Düngemitteln, ob organisch oder mineralisch, kommt es in vielen Regionen zu Nährstoffüberschüssen, die Grund- und Oberflächengewässer belasten (UBA, 2018a). Des Weiteren tragen die hohen Nährstoffkonzentrationen zur Bodenversauerung, zum Artenschwund und zur Entstehung von klimaschädlichen Gasen bei (BMUB, BMEL, 2017; UBA, 2018a). Ein intensiver Einsatz von Pestiziden wird mit zurückgehenden Insektenpopulationen in Zusammenhang gebracht (z.B. Motta et al., 2018). Pestizidrückstände werden regelmäßig im Grundwasser nachgewiesen (UBA, 2018a). Die Wirkungen einer Aufnahme bzw. die Wechselwirkungen von verschiedenen Chemikalien („Cocktail-Effekte“) auf die menschliche Gesundheit sind bislang ungeklärt, werden jedoch zunehmend dokumentiert (z.B. Lukowicz et al., 2018; Rizzati et al., 2016). Unter Landwirten gibt es vermehrt Krankheiten, die mit der Verwendung von Pestiziden in Verbindung gebracht werden (z.B. Baldi et al., 2013). Es gibt ebenfalls Hinweise, dass die Anwendung von Pestiziden sich negativ auf die Gesundheit der Bevölkerung insgesamt auswirkt (Baudry et al., 2018; Parrón et al., 2014). Insofern ist eine Strategie, die Verwendung von Risikostoffen in der Landwirtschaft zu vermeiden, dringend erforderlich (vgl. Godard, 2005). Zu den Umweltproblemen zählt zudem der Rückgang der Lebensräume und der Artenvielfalt von Flora und Fauna, der bislang nicht aufgehalten bzw. umgekehrt werden konnte (z.B. IPBES, 2018; Steffen et al., 2015). Auch das Statistische Bundesamt zeigt in seinem Indikatorbericht zur Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung deutlich, dass eine Erholung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft noch nicht abzusehen ist. Derzeit befindet sich der Index bei 59,2 % des Zielwertes. Ursprünglich sollte der Zielwert von 100 % bereits 2015 erreicht werden, eine Überprüfung der Höhe des Zielwertes soll bis 2020 geschehen (Statistisches Bundesamt, 2018). Die Kulturartenvielfalt zeigt ebenfalls negative Trends. Der Anbau konzentriert sich auf wenige Fruchtarten (Steinmann, Dobers, 2013).

Die dokumentierten negativen Umweltwirkungen belegen, dass die Anforderungen der „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft nicht ausreichend oder fachlich nicht angemessen umgesetzt werden. Die Ursachen dafür sind umfassend und nicht nur allein in den Betrieben zu finden. In gewissem Umfang reagiert die Praxis lediglich auf vorgegebene Rahmenbedingungen (Agrarpolitik, Märkte, Konsumenten). Darüber hinaus befinden sich viele Ackerbaubetriebe aufgrund stagnierender oder sogar negativer Ertragstrends zunehmend in einer pflanzenbaulichen und betriebswirtschaftlichen Strukturkrise (Henne, 2018:3).

Die sich aus dem derzeitigen Landwirtschaftssystem ergebenden Umweltbelastungen verursachen – im In- und Ausland – signifikante externe Kosten, die von der Allgemeinheit getragen werden (BFN, 2017a; Deutscher Bundestag, 2016). Zwar können die Ernährungsmuster, die durch ein Zuviel an tierischen Proteinen, Fett, Zucker und Salz gekennzeichnet sind (Mozaffarian, 2016; WHO/FAO, 2003), nicht ursächlich auf die Art der Landnutzung zurückgeführt werden, dennoch sind hier Parallelen zu beobachten. Eine Strategie für eine Ökologisierung der Landwirtschaft bzw. eine Landwirtschaftswende muss daher im Endeffekt auch mit einer Ernährungswende gekoppelt werden. Die Veränderungen des Landwirtschaftssystems in den letzten Jahrzehnten resultieren aus einer Vielzahl an Faktoren wirtschaftlicher Natur, Zielsetzungen in der Agrarpolitik, Schwerpunktsetzungen in der Ausbildung und Forschung, veränderten Lebensentwürfen der Landwirtinnen und Landwirte und generellen Veränderungen in der Gesellschaft. Dies unterstreicht erneut, dass die vorgestellte Strategie zur Überarbeitung der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) allein nicht ausreichen kann, um die erforderlichen Veränderungen zu bewirken. Vielmehr bedarf es gesamtgesellschaftlich weitergehender Lösungsstrategien für eine integrative Landwirtschafts- und Ernährungswende. Diese sind allerdings nicht Gegenstand dieser Studie.

Im Koalitionsvertrag der 19. Legislaturperiode der deutschen Bundesregierung ist die Erarbeitung einer Ackerbaustrategie vorgesehen, mit der u.a. Maßnahmen zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätstrategie vorgestellt werden sollen. Ein Ziel ist dabei die Reduktion chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel. Der WWF Deutschland begrüßt diese Bestrebungen der Bundesregierung hinsichtlich einer umwelt- und naturverträglicheren Landwirtschaft und möchte mit der Studie „Vielfalt auf den Acker – Wege aus der Sackgasse“ konstruktive Impulse setzen. Ziel ist es, Perspektiven für eine ökologische Transformation des deutschen Ackerbaus darzulegen und die mit einer Umsetzung verbundenen Herausforderungen kritisch zu beleuchten.³ Diese Transformation soll vor allem mit einer zunehmenden Artenvielfalt und sinkenden Umweltbelastungen einhergehen. Eine Transformation muss jedoch sozialverträglich und in Kooperation mit allen Akteuren, insbesondere den Landwirten, gestaltet werden, um einen langfristigen Erfolg zu garantieren. Diese Zielsetzung ist nicht neu. Verändert haben sich jedoch die politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen sowie der gesellschaftliche Druck, u.a. durch vermehrte Nachfrage nach gesunder Ernährung und die Sensibilisierung der Öffentlichkeit im Hinblick auf die Umweltbelastungen intensiver Landwirtschaft. Kritisch ist auch zu vermerken, dass die im Folgenden angesprochenen Probleme trotz jahrzehntelanger Forschung und vorliegender Lösungsansätze nicht gelöst werden konnten.

Der Studie vorangestellt wird zunächst ein Bündel an Zielen – Umweltziele, soziale Ziele, wirtschaftliche Ziele, Gesundheits- und ausgewählte Ernährungsziele –, das der Studie als Grundlage dient. In einem nächsten Schritt wird der Status quo und die Auswirkungen der aktuellen landwirtschaftlichen Praktiken auf Mensch, Natur und Umwelt beschrieben. Anschließend wird in einer Ursachenanalyse erläutert, wie diese Entwicklungen zu begründen sind. In einem weiteren Schritt wird aufgezeigt, welche Maßnahmen zur Verfügung stehen, um die Umweltbelastungen maßgeblich zu reduzieren. Schnittstellen zwischen Ackerbau und Tierhaltung werden aufgezeigt (Transfer von Biomasse in unterschiedlichen Formen), da sie in enger Verbindung mit Belastungen, aber auch Lösungsansätzen stehen. Im Fall von tierlosen Betriebsformen werden entsprechende die organische Substanz betreffende Überlegungen angestellt.

Im Rahmen einer fundierten Analyse wird beschrieben, wie sich diese Anpassungsmaßnahmen auf die pflanzenbaulichen Erträge und die Wirtschaftlichkeit des Ackerbaus, unter der Berücksichtigung von Preisen und Kosten, auswirken. Darauf aufbauend wird dargelegt, wie die identifizierten Maßnahmen umgesetzt und kommuniziert werden können, die für einen deutlich die Umwelt entlastenden und die Artenvielfalt fördernden Ackerbau (gesamtbetrieblich) notwendig sind. Dabei sind der Kontext zu Praxis und Forschung, agrarpolitische Rahmenbedingungen und gesellschaftliche/politische Diskurse zu berücksichtigen sowie der Dialog mit den Abnehmern.

2 ZIELSETZUNG FÜR EINE NACHHALTIGE LANDWIRTSCHAFT

In diesem Kapitel werden Umweltziele, soziale Ziele, wirtschaftliche Ziele und Ernährungsziele (Versorgungsgrad/Qualitätsstandards) definiert und an denen sich der WWF Deutschland mit seinen Empfehlungen orientiert. Die in der Regel qualitativ formulierten Ziele lassen jedoch Spielraum in ihrer Interpretation zu. Somit ist auch die Zielerreichung mit mehr oder weniger hohen Hürden versehen.

2015 wurden von den Staats- und Regierungschefs in der Vollversammlung der Vereinten Nationen 17 sektorübergreifende Ziele für eine nachhaltige globale Entwicklung beschlossen, die in der Agenda 2030 zusammengefasst sind (Sustainable Development Goals – „SDGs“). Einige dieser 17 Nachhaltigkeitsziele lassen sich unmittelbar mit der Landwirtschaft bzw. der Erzeugung von agrarischen Rohstoffen in Verbindung bringen: zum Beispiel „Ziel 2: Ernährung weltweit sichern“, „Ziel 13: Weltweiten Klimaschutz umsetzen“, „Ziel 15: Schutz der Artenvielfalt an Land“. Im Rahmen der deutschen Präsidentschaft über die führenden 20 Industrienationen betonte die Bundesregierung die Bedeutung der Industrieländer als Vorreiter bei der Erreichung der globalen Nachhaltigkeitsziele. Deutschland hat seine Umsetzung in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie festgelegt und dabei auch Ziele für den Umweltschutz in der Landwirtschaft festgehalten. Wie oben bereits erwähnt, werden diese Ziele bisher allerdings noch nicht ausreichend erfüllt.

Auch der Koalitionsvertrag der derzeitigen Bundesregierung nennt eine Reihe von Zielen, die für eine nachhaltigere und umweltfreundliche Landwirtschaft relevant sind. So werden der Erhalt bäuerlicher Familienbetriebe, die Förderung der ökologischen Landwirtschaft, die Unterstützung der Eiweißpflanzenstrategie, die Abwehr außerlandwirtschaftlicher Investoren, der Schutz der Biodiversität, Klima- und Hochwasserschutz genannt, als Ziele formuliert, die ganz klar mit einer zu verändernden Landwirtschaftspolitik in Verbindung zu bringen sind.

Die Umweltziele beinhalten die Reduktion aller negativen Einflüsse auf die Produktionsgrundlagen, den Menschen und die Umwelt als Ganzes. Die Belastung der Ackerböden durch negative Einflüsse auf die Bodenfruchtbarkeit wie Bodenverdichtung, Erosion und Humusverlust soll so weit reduziert werden, dass die Fruchtbarkeit der Böden langfristig gesichert ist. Der Verlust von Humus soll aufgehalten und dessen Aufbau durch entsprechende Maßnahmen gefördert werden. Dies ist insbesondere angesichts des Klimawandels, durch den zunehmende Trockenperioden und Starkregenerscheinungen zu erwarten sind, von Bedeutung. Ziel ist es, das Filter- und Puffervermögen der Böden beizubehalten bzw. zu erhöhen und die Einträge von Schadstoffen durch unsachgemäß und überhöht ausgebrachte Dünge- und Pflanzenschutzmittel mithilfe anderer acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen zu reduzieren. Grundwasserleiter und Oberflächengewässer sollen signifikant weniger durch Nährstoffe, Pestizide und Herbizide und deren Metaboliten belastet werden. Maßnahmen, die zur Anpassung an den Klimawandel und zur Minderung von Treibhausgasen beitragen, sind wichtiger Bestandteil der zu erreichenden Umweltziele. Auch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft nennt in seinem Zehn-Punkte-Plan den Humusaufbau im Ackerland als eine zentrale Maßnahme, durch die die Landwirtschaft zum Klimaschutz beitragen kann (BMEL, 2019a). Der Rückgang der Artenvielfalt ist nicht nur aufzuhalten, auch Maßnahmen zu deren Erhalt und Förderung müssen in der ackerbaulichen Nutzung Eingang finden. Die zu erreichenden Umweltziele sollen die verursachten (externen) Kosten einer nicht

umweltgerechten Landwirtschaft reduzieren, die bis heute von der Allgemeinheit getragen werden. Nicht zuletzt soll mit den Umweltzielen eine größere Widerstandskraft der landwirtschaftlichen Systeme gegenüber klimatischen Extremen erreicht und Ökosystem-Dienstleistungen gesichert und gestärkt werden.

Die Umweltziele tragen direkt sowie indirekt dazu bei, **soziale Ziele** zu erreichen, da resiliente Bewirtschaftungssysteme von natürlichen Ressourcen und intakte Ökosysteme in vielerlei Hinsicht der Gesundheit und dem Wohlbefinden der Menschen (und Nutztiere) dienen. Im Zentrum allen Handelns sollte das Prinzip der Vorsorge und der verantwortungsvolle Umgang mit begrenzten natürlichen Ressourcen stehen, der die Gesundheit und das Wohlbefinden von jetzigen als auch zukünftigen Generationen nicht gefährdet.

Die **wirtschaftlichen Ziele** beinhalten, den Einsatz von externen Betriebsmitteln zu senken und dabei gleichzeitig deren Nutzungseffizienz zu erhöhen, sowie den Tierbesatz und die Fruchtfolge verstärkt nach ökologischen Gesichtspunkten wie z.B. Bodenfruchtbarkeit oder Gewässerschutz auszurichten. Die Wertschöpfung soll in den Betrieben erhalten bzw. erhöht werden. Die Wirtschaftlichkeit soll zu jedem Zeitpunkt gewährleistet sein. Diese Zielsetzungen und verbundene Kosten sind wiederum vor dem Hintergrund der bislang nicht monetarisierten externen Kosten zu bewerten. Auf Wirkungen des Strukturwandels, Veränderungen in der Betriebsgröße, administrative Anforderungen oder qualitative seitens der Verarbeiter/abnehmenden Hand kann nur begrenzt eingegangen werden. **Ernährungsziele** (Versorgungsgrad/Qualitätsstandards) gemäß den Vorgaben einer „gesunden“ Ernährung umfassen heute einen höheren Anteil an Gemüse und Obst sowie einen geringeren Anteil tierischer Produkte in der Ernährung (DGE, 2017). Mittelfristig ist der Zusammenhang zwischen regionaler Produktion und Ernährungsmustern verstärkt zu beachten.

Aus den Ernährungszielen lassen sich indirekt wesentliche **Gesundheitsziele** ableiten. Die menschliche Gesundheit ist komplex und kausale Zusammenhänge zwischen Ernährungsmustern und Gesundheit sind nicht einfach darzustellen. Dennoch ist bspw. die Empfehlung, den Anteil von Obst und Gemüse zu erhöhen und gleichzeitig den Verzehr von tierischen Produkten zu reduzieren, wissenschaftlich unstrittig. Positive Auswirkungen auf die Prävention von Diabetes Typ II sowie Herz- und Kreislauferkrankungen sind nachgewiesen (z.B. Roth et al., 2017; Popkin, 2006). Des Weiteren gilt auch bei den Gesundheitszielen der Grundsatz der Vorsorge bzw. der Risikominimierung, was den Einsatz von kritischen Stoffen betrifft (vgl. Parron et al., 2014; Guyton et al., 2015; Lu et al., 2005).

3 STATUS QUO – LANDWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND

3.1 Umweltwirkungen

In diesem Kapitel werden die möglichen Auswirkungen landwirtschaftlicher Praktiken auf Mensch, Natur und Umwelt dargestellt. Es liegt in der Natur der Sache, dass aufgrund fehlender flächendeckender Untersuchungen nur punktuell kritisch zu bewertende Situationen dokumentiert sind. Es liegt jedoch eine Vielzahl an Forschungsergebnissen vor, die negative Auswirkungen im weitesten Sinne in ihren Wirkungszusammenhängen zeigen (siehe Tab. 1).

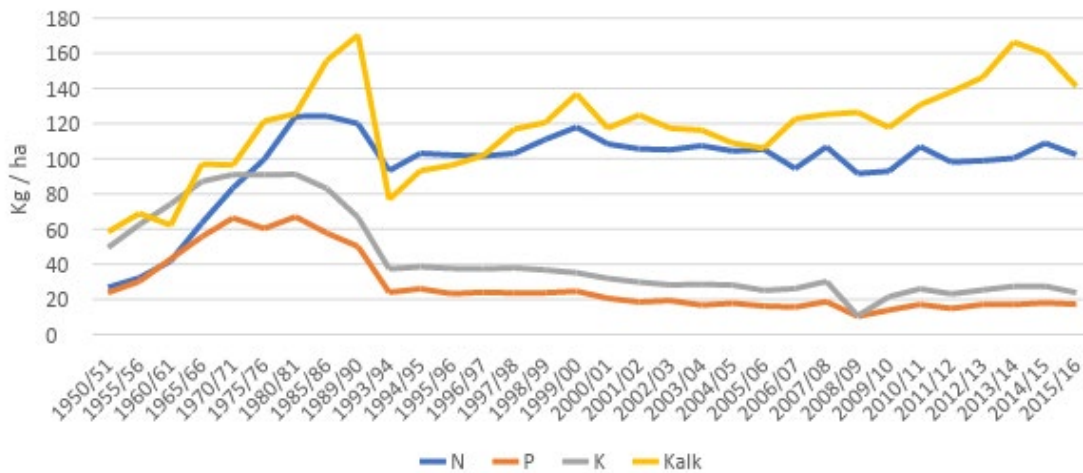
Wir folgen in unserer Bewertung dabei dem Vorsorgeprinzip (Godard, 2005), d.h., dort wo ein potenzielles Risiko für Mensch, Umwelt und Natur nicht ausgeschlossen werden kann, sprechen wir von einer landwirtschaftlichen Praktik, die einer Alternative bedarf. In unserer Bewertung beziehen wir uns im Wesentlichen auf die Situation in Deutschland, wobei viele der Beobachtungen und Erkenntnisse für weite Teile der landwirtschaftlichen Praxis in Europa zutreffend sind.

Die Menge und der Einsatz von Mineraldünger, von Pflanzenschutzmitteln, die Auswahl der Ackerbaukulturen, Grünlandumwandlung, Stilllegungs- und Brachflächen sowie Schlaggrößen sind maßgebliche Faktoren im Hinblick auf die ökologischen Auswirkungen der Landwirtschaft. Die Daten zum **Mineraldünger** aufwand je Hektar landwirtschaftlicher Fläche und Jahr zeigen (Abb. 1), dass sich die Aufwendungen für mineralischen Stickstoffdünger nach einem kontinuierlichen Anstieg in den Jahrzehnten nach 1950, ab den 1990er Jahren auf ein Niveau von durchschnittlich 100 kg/ha im Jahr eingependelt haben. Es ist zu beachten, dass hierbei keine Ausbringung von Festmist- und Gölledüngung (= Wirtschaftsdünger) enthalten ist. Nach Bach et al. (2016:17) beträgt die mittlere Zufuhr von Wirtschaftsdüngern etwa 45 kg Stickstoff (N) sowie etwa 26 kg N je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr für Gärreste aus Biogasanlagen.

Grundsätzlich ist die N-Effizienz der Kulturpflanzen gestiegen, jedoch nicht in einem Maße, dass Belastungen von Grund- und Oberflächengewässern signifikant vermindert werden konnten (siehe Kapitel 3.2) (SRU, 2015:180).

Bei der Phosphor- und Kalidüngung zeigt sich über die Jahrzehnte ein rückläufiger Trend. Je Hektar werden heute jeweils circa 20 kg pro Jahr ausgebracht. Der Einsatz von Calciumcarbonat (Kalk) zeigt seit den 1990er Jahren eine steigende Anwendung auf bis zu 160 kg pro Hektar im Jahr in 2013/14.

Abbildung 1 Mineraldüngeraufwand je Hektar landwirtschaftlicher Fläche in Deutschland (N = Stickstoff, P = Phosphor [P₂O₅], K = Kalium [K₂O])



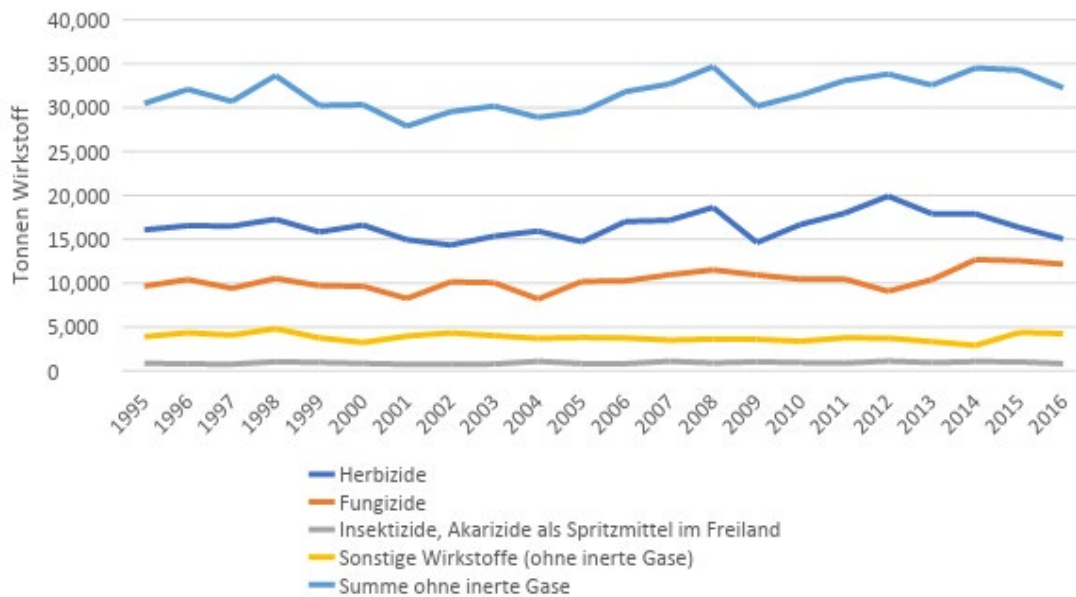
Quelle: Eigene Darstellung/Daten: Statistisches Bundesamt

Der Inlandsabsatz von **Pflanzenschutzmitteln** (PSM) und Herbiziden ist in Deutschland über die letzten zwei Jahrzehnte mehr oder weniger konstant (Abb. 2). Im Jahr 2016 wurden insgesamt etwa 99.000 Tonnen PSM bzw. 32.255 Tonnen Wirkstoffe in Deutschland verkauft. Daraus kann abgeleitet werden, dass in der Verwendung keine grundlegenden Änderungen vollzogen wurden. Bedenkt man, dass die Wirksamkeit von PSM stetig zugenommen hat, muss im Gegenteil von einer schleichenden Intensivierung des Einsatzes von PSM ausgegangen werden, wie auch ein Blick auf die Statistik der Behandlungsindizes des Julius-Kühn Institutes bestätigt. Für die Jahre 2011 bis 2017 hat das Julius-Kühn Institut (JKI) für Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Kartoffeln und Zuckerrüben eine Steigerung des Indexes dokumentiert. Der Behandlungsindex gibt Anzahl der angewandten Pflanzenschutzmittel bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche an.

Er gilt somit als quantitatives Maß zur Beschreibung der Intensität der Anwendung von zugelassenen Pflanzenschutzmitteln.³ Der intensive Anbau von Kulturpflanzen im Rahmen eingenger Fruchfolgen und Monokulturabfolgen ist systembedingt auf eine intensive Anwendung von PSM und Herbiziden angewiesen, wenn auch der Pflanzenschutz die daraus resultierenden und zunehmenden Probleme, wie beispielsweise Wirkstoffresistenzen und Minderwirkungen, immer weniger zu lösen vermag (Henne, 2018). Der Einsatz von PSM und Herbiziden wirkt sich zudem in nachteiliger Weise auf Boden, Grund- und Oberflächengewässer sowie auf die Artenvielfalt und die Gesundheit der Menschen aus (siehe Kapitel 3).

³ <https://papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=43>

Abbildung 2 Inlandsabsatz einzelner Wirkstoffgruppen in Pflanzenschutzmitteln

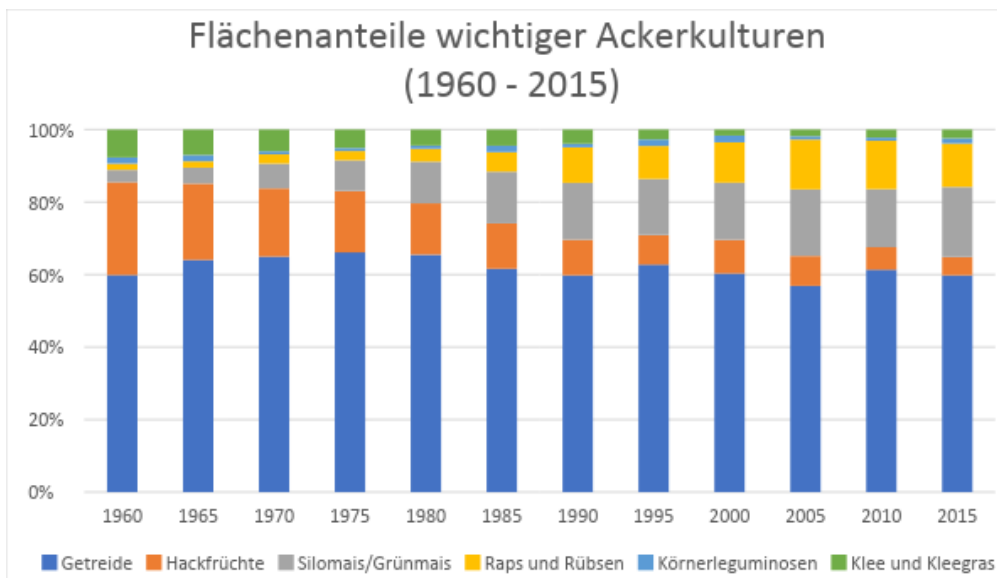


Quelle: Eigene Darstellung/Daten: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit

Die Veränderungen in den Flächenanteilen wichtiger **Ackerkulturen** in Deutschland zeigen (Abb. 3 und 4), dass die Flächen für den Getreideanbau (ohne Mais) seit 1960 zwischen sechs und sieben Millionen Hektar schwanken. Das entspricht einem Flächenanteil von etwa 60 %. Der Hackfruchtanbau (Kartoffeln, Zuckerrüben, Futterrüben) ist seit den 1960er Jahren von circa drei Millionen Hektar (ca. 25 %) Anbaufläche auf circa 550.000 Hektar (<5 %) gesunken. Damit einher geht eine entsprechende Abnahme typischer wildwachsender Pflanzen, den Segetalfloren. Die Anbaufläche der Körnerleguminosen schwankte in den letzten 50 Jahren zwischen 100.000 und 200.000 Hektar kultivierter Ackerfläche. Signifikante Zunahmen sind in diesem Zeitraum beim Silomaisanbau sowie bei der Kultivierung von Raps und Rüben zu verzeichnen. Der Flächenanteil von Silomais stieg von circa 400.000 Hektar (ca. 2 %) auf circa 2,1 Millionen Hektar (ca. 20 %) im Jahr 2015. Insbesondere der Silomaisanbau hat bedeutende Implikationen im Hinblick auf den Boden, da der Silomais einen hohen Nährstoffentzug aufweist. Mit dem Silomais wird die gesamte oberirdische Biomasse abgefahren. Über die Rückführung von – in der Regel – Gülle kann der Kohlenstoffentzug nicht ausgeglichen werden (vgl. Capriel, Seiffert, 2009:33). Des Weiteren sind die Böden bei Silomaisanbau anfällig für Erosion, Verschlammung und Bodenverdichtung (vgl. Freyer, 2003a:61; Heißenhuber, 2015:143). Mit dem verstärkten und konzentrierten Anbau, insbesondere bei viehstarken Betrieben, ergeben sich zunehmend Probleme aufgrund einer massiven Zunahme an Unkräutern sowie von Herbizid-Resistenzen (vgl. Bückmann et al., 2018; Heap, 2018).

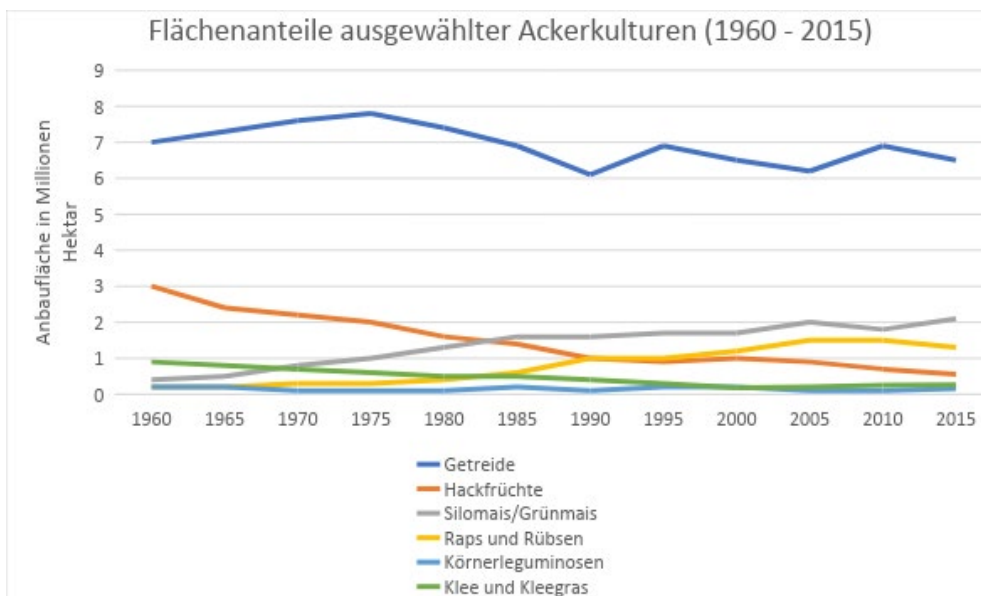
Die drei Feldfruchtarten Wintergetreide (Winterweizen, -Roggen, -Gerste), Silomais und Raps prägen derzeit mit einem Anteil von etwa 80 bis 90 % die Anbauflächen in Deutschland. Im konventionellen Anbau werden dadurch die Fruchtfolgen immer enger oder teilweise ganz durch Monokulturen abgelöst (Steinmann, Dobers, 2013).

Abbildung 3 Flächenanteile wichtiger Ackerkulturen



Quelle: Eigene Darstellung/Daten: BMEL, Statistische Jahrbücher

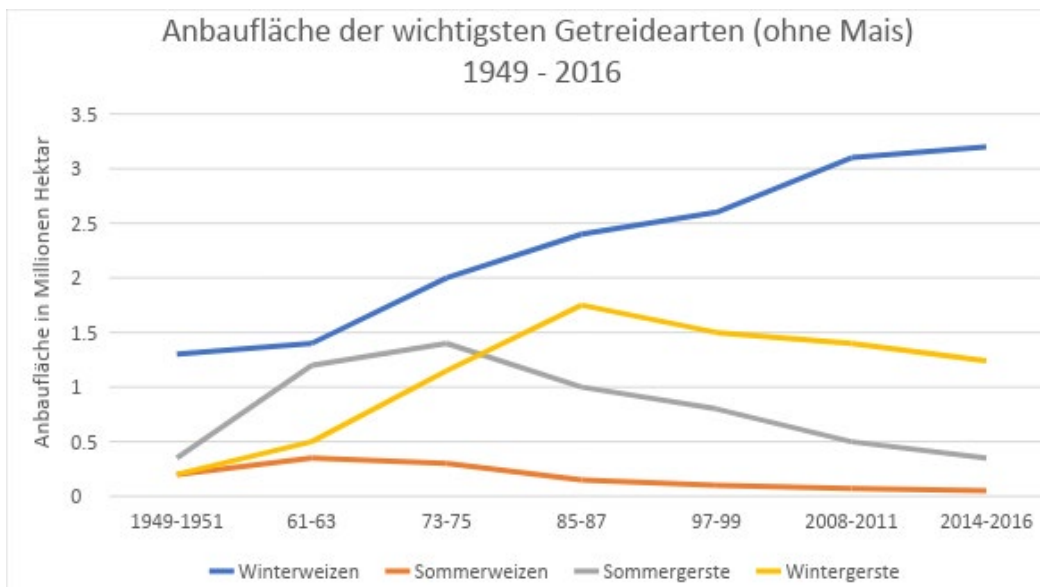
Abbildung 4 Flächenanteile ausgewählter Ackerkulturen



Quelle: Eigene Darstellung/Daten: BMEL, Statistische Jahrbücher

Signifikant abgenommen hat der Anbau von Klee und Klee gras, der in den 1960er Jahren noch auf circa einer Million ha (ca. 10 %) Ackerland erfolgte. Der gesunkene Anbau und somit das Fehlen des Klees in der Fruchtfolge bleibt jedoch nicht ohne Folgen. Der Klee stellt als humusmehrende Kulturart sowie als Sanierungsfrucht/Gesundungsfrucht ein wichtiges Glied in der Fruchtfolge dar: Er fördert die Pflanzen- und Bodengesundheit und vermindert den Schädlings- und Unkrautdruck (siehe Kapitel 5). Der Rückgang des Klee- bzw. Klee grasanbaus bei gleichzeitig engeren Fruchtfolgen und zunehmendem Monokulturanbau, dem verstärkten Anbau von Winterungen (Abb. 5) und frühen Aussatterminen führt zu einem steigenden Unkraut- und Krankheitsdruck (vgl. Böhm, 2014).

Abbildung 5 Anbaufläche der wichtigsten Getreidearten



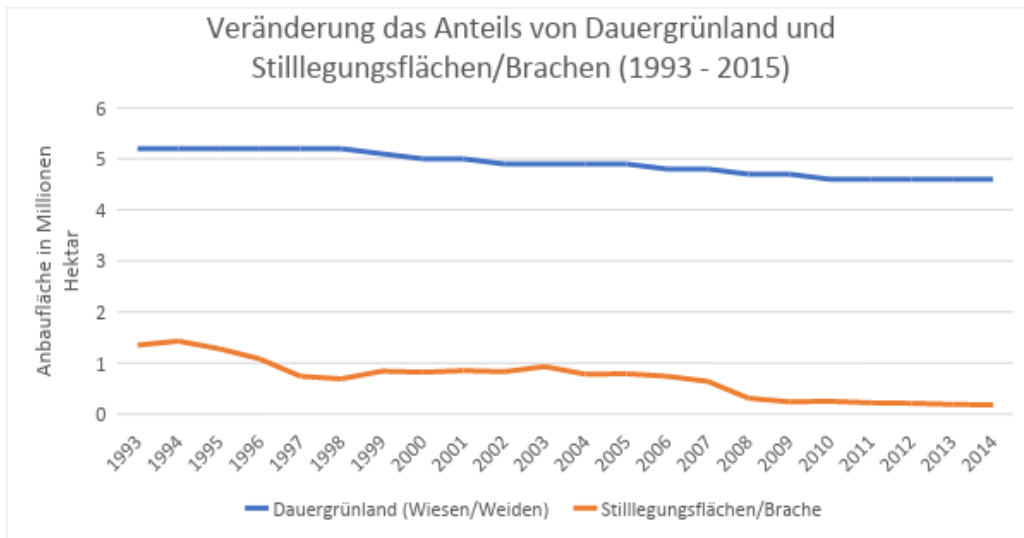
Quelle: Eigene Darstellung/Daten: BMEL, Statistische Jahrbücher

Die **Grünlandfläche** ist von Beginn der 1990er Jahre bis 2015 um etwa 12 % zurückgegangen (Abb. 6). Ursächlich verantwortlich für diesen Trend sind verschiedene Faktoren. Dazu zählt, dass aus verschiedenen Gründen der Rinderbestand zurückgegangen ist und in der Folge ein Umbruch der Grünlandflächen zur Nutzung als Ackerland stattgefunden hat. So hat sich die Anzahl der Milchviehhalter in den letzten 10 Jahren um ein Drittel verringert. Während es 1995 noch 196.000 Milchviehhalter in Deutschland gab, waren es 2014 nur noch 78.000. Im gleichen Zeitraum stieg allerdings die Anzahl der Kühe pro Halter von durchschnittlich 27 auf 56. Dabei gibt es große regionale Unterschiede. In Bayern lag der durchschnittliche Bestand bei 34 Michkühen, in Brandenburg hingegen bei 224 (DBV, 2014). Ein weiterer entscheidender Faktor für die Umwandlung von Grün- in Ackerland ist die Vergütungsregelung im Biomassebereich im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes EEG (Versteeg et al., 1998). Vor allem Mais wird für die Herstellung von Biomasse angebaut und ist deshalb auf 50 % der umgebrochenen Flächen die dominante Nutzungsform (UBA, 2018:47). Die Versiegelung des Bodens für Siedlungs- und Verkehrsflächen ist eine weitere wichtige Ursache für den Grünlandverlust, da in der Vergangenheit verloren gegangenes Ackerland durch einen Grünlandumbruch kompensiert wurde. Der Trend zum Grünlandumbruch konnte jedoch mit einem Umbruchverbot im Jahr 2013 aufgehalten werden (UBA, 2018:49).

Eine signifikante Änderung zeigen die Veränderungen der **Stillelegungs- bzw. Brachflächen**⁴. Von 1993 bis 2014 haben die Flächenanteile von etwa 1,35 Millionen ha auf 0,18 Millionen ha abgenommen (Abb. 6). Diese Abnahme hat negative Auswirkungen auf die Artenvielfalt, da Ackerbrachflächen einen hohen Naturwert haben (BMU, 2010:48).

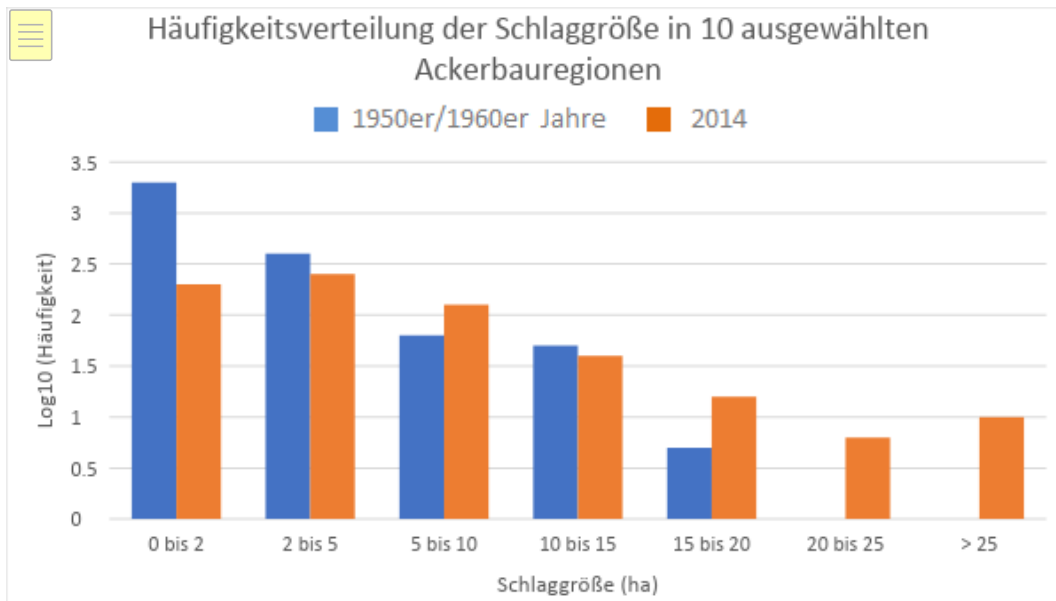
⁴ Brache: Ohne nachwachsende Rohstoffe. Rotations- und Dauerbrache, sonstige Brache, Wildäcker, ab 2006 einschließlich freiwillig aus der landwirtschaftlichen Erzeugung genommene Flächen (mit Ausnahme von Dauergrünland) (BMEL, 2016:93)

Abbildung 6 Veränderung des Anteils von Dauergrünland und Stilllegungsflächen/Brachen



Quelle: Eigene Darstellung/Daten: BMEL, Statistische Jahrbücher

Abbildung 7 Häufigkeitsverteilung der Schlaggröße in 10 ausgewählten Ackerbauregionen



Quelle: Hötter und Leuschner (2014)

Die Veränderung der **Schlaggrößen**⁵ ist eine wesentliche strukturelle Veränderung, die sich in den Agrarlandschaften Deutschlands – je nach Region unterschiedlich stark ausgeprägt – in den letzten 50 bis 60 Jahren vollzogen hat. Diese Entwicklung hat verschiedene Implikationen für die Landschafts- und Artenvielfalt sowie das Landschaftsbild (Heißenhuber, 2015) (siehe Kapitel 3.2). Am Beispiel von zehn ausgewählten Ackerbauregionen in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt zeigen Hötcker und Leuschner (2014), wie sich die Ackerschlaggrößen verändert haben (Abb. 7). Die mittlere Schlaggröße hat demnach in den untersuchten Regionen seit den 1950er/1960er Jahren von durchschnittlich 1,24 auf 4,83 Hektar zugenommen. Je nach Region gibt es jedoch starke Unterschiede mit mittleren Feldgrößen zwischen 0,91 und 2,25 Hektar in den 1950er/1960er Jahren und heutigen mittleren Schlaggrößen von 2,92 bis 13,10 Hektar (ebd.:14).

Für die Gebiete in der ehemaligen DDR, insbesondere dort, wo die topografische Lage es zuließ, wurden im Rahmen der Kollektivierung viele kleine Betriebe zusammengelegt und in der Folge viele Schläge vergrößert (Baessler, Klotz, 2006). Für eine Region in Sachsen-Anhalt wird für die Zeit von 1957 bis 2000 dokumentiert, dass die Anzahl der Felder von 285 auf 28 zurückgegangen ist sowie die mittlere Schlaggröße von 1,23 auf 12,19 Hektar zugenommen hat (ebd., 2006:3). Diese Entwicklung ist aufgrund historischer, sozio-ökonomischer und topografischer Unterschiede nicht in allen Bundesländern gleichermaßen stark ausgeprägt. In Bayern betrug die durchschnittliche Feldstückgröße beispielsweise 1,74 Hektar in 2014 (LfL, 2015:10).

⁵ Die Schlaggröße ist gleichbedeutend der Ackerflächengröße.

3.2 Natur und Umwelt

In diesem Abschnitt geben wir einen Überblick über die umweltgefährdenden acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen und Indikatoren, dazu Erläuterungen sowie die entsprechenden Referenzen (Tab. 1). Eine flächendeckende Analyse zu diesen Indikatoren liegt nur in Einzelfällen vor. Dort, wo dem nicht so ist, d.h. für Regionen, die zu einem der Indikatoren nicht untersucht wurden, gehen wir davon aus, dass dort die Problemlagen weniger kritisch zu bewerten sind, wobei dies nur als eine vorläufige Bewertung zu verstehen ist. Insgesamt wird mit dieser Zusammenstellung Handlungsbedarf ersichtlich.

Tabelle 1 Umweltwirkungen fehlgeleiteter landwirtschaftlicher Praktiken

Umweltwirkung	Indikatoren	Literatur
Verlust der Bodenfruchtbarkeit	<p>Humusverlust</p> <ul style="list-style-type: none"> • Für grundwasserferne Ackerböden in Deutschland zeigen Untersuchungen bzw. Modellierungen im Mittel signifikante Humusverluste (ausgedrückt als C_{org}) bei derzeitiger Bewirtschaftung. • Auf 13 % der bundesweiten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDB) auf Ackerflächen wurde eine signifikante Abnahme der C_{org}-Gehalte ermittelt. • Auf den Acker-BDB in Bayern wurde auf 28 % der Flächen eine signifikante Abnahme der Humusgehalte festgestellt. Die Fruchtfolge ist eine der Hauptursachen für negative Humusveränderungen. Der reduzierte Anbau von Klee, Luzerne sowie Getreide zugunsten von Silomais und Raps ist hierbei eine mögliche Erklärung für die BDB in Bayern. Des Weiteren nimmt die Bedeutung von Stallmist zugunsten von Gülledüngung ab; höhere Mengen an Stroh werden abgefahren. Diese Faktoren führen zu einem geringeren Eintrag von organischer Substanz (die Ergebnisse in Bayern stehen im Einklang mit denen aus Ländern wie AT, B, F, GB). • Der verstärkte Anbau von Energiepflanzen und darüber erfolgte Abfuhr an organischer Substanz führt aus diesen Gründen zu einer Abnahme von Humus (TOC-Gehalte) auf entsprechenden Flächen • In einem deutschlandweiten Vergleich von 80 Pilotbetrieben erreichten konventionelle Marktfrucht- und Gemischtbetriebe im Mittel negative Humussalden mit 58 kg C ha/a bzw. -108 kg C ha/a • Intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug wirkt sich negativ auf den Humusgehalt (Bodenfruchtbarkeit) aus 	<p>Jacobs et al. (2018)</p> <p>UBA (2016a:37)</p> <p>Capriel, Seiffert (2009)</p> <p>Hüttl et al. (2008); Warnecke et al. (2008)</p> <p>Hülsbergen, Rahmann (2015)</p> <p>Jørgensen (2016) Mäder et al. (2015)</p>

	<p>Bodenverdichtung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aus punktuellen Messungen und Strukturuntersuchungen wird geschlussfolgert, dass 10 bis 20 % der Ackerflächen durch Bodenverdichtungen beeinträchtigt sind. Das wirkt sich negativ auf die Bodenfunktionen aus. • Etwa ein Drittel der Ackerfläche in der BRD weist eine mittlere sowie ein weiteres Drittel eine sehr hohe Gefährdung für potenzielle Bodenverdichtungen auf. 	<p>UBA (2015:55 ff.)</p> <p>Lebert (2010:89)</p>
	<p>Schadstoffbelastung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eine der Hauptursachen für den flächenhaften Schadstoffeintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden ist das Ausbringen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Die Hauptschadstoffe in Hühnerkot, Rinder- und Schweinegülle sind Schwermetalle wie Kupfer und Zink sowie bei Letzterem auch Arsen. Mineralische Düngemittel enthalten ebenfalls Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Chrom, Quecksilber, Uran (Phosphordünger) etc. • Die Kontamination des Bodens mit Pflanzenschutzmitteln bzw. ihre Anreicherung im Boden ist weit verbreitet. Bisher gibt es diesbezüglich keine entsprechende Risikofolgenabschätzung. • Ammoniumstickstoffeinträge aus der Landwirtschaft stellen im Vergleich mit Einträgen aus der Luft, vor allem in Regionen mit Intensivtierhaltung, mittlerweile die Hauptursache für die Versauerung von Böden dar. In diesen Regionen werden die ökologischen Belastungsgrenzen für Eutrophierung am stärksten überschritten. 	<p>UBA (2015:20; 27)</p> <p>Knappe et al. (2008)</p> <p>Silva et al. (2018b)</p> <p>Silva et al. (2018a)</p> <p>Bittersohl et al. (2014);</p> <p>UBA (2018c); Dämmgen (2005)</p>
	<p>Erosion</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bodenerosion hat in den letzten 50 Jahren aufgrund der Art der Bewirtschaftung zugenommen (Verengung der FF; Abnahme Stallmist; teilweise intensive Bodenbearbeitung). • Die Bodenabträge schwanken je nach Bedingungen zwischen 0,2 und 170 t/ha pro Jahr. • Der WWF geht von durchschnittlich 10 Tonnen pro Hektar und Jahr aus. • Mit zunehmendem Maisanbau sind die Bodenabträge (z.B. in Bayern) gestiegen. • Mit dem Bodenabtrag gehen Nährstoffe für die Pflanzenernährung verloren und belasten Grund- und Oberflächengewässer. • Gefährdung der Ackerflächen durch Winderosion: 23 % mittel, 1 % hoch, 4 % sehr hoch. • Gefährdung der Ackerflächen durch Wassererosion: 14 % der Ackerflächen weisen einen Bodenabtrag höher als 3 t/ha pro Jahr auf (hohe bis sehr hohe Erosionsgefährdung), 36 % der Ackerflächen weisen mittlere bis geringe Erosionsgefährdung auf. 	<p>Frielinghaus et al. (2002:13 ff.)</p> <p>WWF (2018)</p> <p>Brandhuber, Treisch (2012)</p> <p>Frielinghaus et al. (2002:16)</p> <p>UBA (2015:46 ff.)</p>

	<ul style="list-style-type: none"> • Eine intensive Bodenbearbeitung (wendende Bearbeitung) macht Böden erosionsanfällig (insbesondere in Gefährdungslagen). • Erosionsrisiko scheint kein entscheidendes Kriterium für Management-Entscheidungen von Landwirten zu sein. Erosionsschutzmaßnahmen, die mit Subventionen verbunden waren, wurden nur soweit umgesetzt, dass die Subventionen erlangt werden konnten. 	Auerswald et al. (2018)
Belastung von Grundwasserleitern	<p>Nährstoffeintrag</p> <ul style="list-style-type: none"> • Die erhöhten Einträge von Stickstoff stellen seit Jahrzehnten ein Umweltproblem dar. • Im Mittel betrug die landwirtschaftliche Stickstoff-Gesamtbilanz zwischen 2008 bis 2013 für Deutschland plus 97 kg/ha/a (der mittlere Überschuss der N-Flächenbilanz betrug 67 kg N/ha Landwirtschaftsfläche für die Jahre 2011 bis 2013).⁶ Insbesondere in Regionen mit intensiver Tierhaltung wird mehr Stickstoff ausgebracht als die Kulturpflanzen aufnehmen können. • Im Zeitraum 2012 bis 2014 waren 22,7 % der Grundwasserleiter unter landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich bis stark mit Nitrat belastet. 28 % der Messstellen überschritten den Grenzwert von 50 mg/l. 	<p>J. Conrad (1992); SRU (1985) UBA (2018a:62 ff.);</p> <p>UBA (2018:71)</p>
	<p>Antibiotika-, Pflanzenschutzmittel- und Metaboliteneintrag</p> <ul style="list-style-type: none"> • Der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in die Grundwasserleiter stellt weiterhin ein wesentliches Umweltproblem dar. Die Befunde sind über die Jahre zurückgegangen, stagnierten jedoch in den letzten Untersuchungsperioden bzw. nahmen wieder leicht zu. Im Zeitraum 2009 bis 2012 überschritten 4,6 % der Messstellen die Grenzwerte für Pestizide und an 15,3 % der Messstellen wurde Metabolite von PSM sowie an 44,6 % sogenannte „nicht relevante Metabolite“ nachgewiesen. Letztere sind aufgrund des Vorsorgeprinzips ebenfalls unerwünscht. • Die Einsatzmengen von Antibiotika, wenn auch rückläufig, betragen 742 t, die im Jahr 2016 in der Tierhaltung in der BRD eingesetzt wurden. Mit der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern gelangt ein Teil der Antibiotika auf die Felder und in den Boden. Antibiotika konnten bereits im Grundwasser nachgewiesen werden. • Es gibt Einzelnachweise von Antibiotika in Porree und Weißkohl, die über die Nutztierhaltung in die Umwelt bzw. 	<p>LAWA (2014, 2015); UBA (2018a:110 ff.)</p> <p>Filipinski et al. (2017); Höper (2015); UBA (2018a:112)</p> <p>Grote et al. (2009); UBA (2018a:113)</p>

⁶ Auf Betriebsebene gibt es verschiedene Möglichkeiten einer Bilanzierung. Im Rahmen der Hoftorbilanz (sog. Stoffstrombilanz nach der Düngeverordnung) werden N-Inputs und N-Outputs über die Betriebsgrenze erfasst. Mit dieser Bilanz kann näherungsweise das Gesamt-N-Verlustpotenzial des Betriebes ermittelt werden, wobei nicht angegeben werden kann, über welchen N-Verlustpfad die Emissionen das System verlassen (Schmid, Hülsbergen, 2015:97). Mit einer N-Flächenbilanz können flächenbezogene N-Verlustpotenziale (= N-Saldo) und die N-Effizienz des Pflanzenbaus ermittelt werden (ebd.:101). Die Flächenbilanz nach der Düngeverordnung unterscheidet sich von der Gesamtbilanz (Synonym: Hoftorbilanz) prinzipiell dadurch, dass bei Erstgenannter die gasförmigen Emissionen mit Pauschalwerten verrechnet und atmosphärische Depositionen nicht berücksichtigt werden (UBA, 2018a, 65).

	die Nahrungspflanzen gelangen können.	
Belastung von Oberflächengewässern	<p>Nährstoffeintrag</p> <ul style="list-style-type: none"> • Um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MRSL) zu erreichen, müssen die Nährstoffeinträge (P und N) in Oberflächengewässer deutlich gesenkt werden. • Nahezu alle Küstenwasserkörper in Nord- und Ostsee weisen einen „mäßigen“ bis „schlechten“ ökologischen Zustand auf. Der schlechte Zustand resultiert hauptsächlich aus dem Eintrag von Nährstoffen, die zu einer Eutrophierung und Sauerstoffverarmung der Gewässer geführt haben. Die Einträge stammen hauptsächlich aus der Landwirtschaft, aus Kläranlagen und der Schifffahrt. • Insbesondere Flusseinzugsgebiete in Regionen mit intensiver Landwirtschaft zeigen die höchsten Stoffeinträge. • Die N-Einträge in Oberflächengewässer stammen zu 75 % und die P-Einträge zu 50 % aus der Landwirtschaft. • Die diffusen Stoffeinträge in Nord- und Ostsee sind bei N zu 1/4 und bei P zu 1/3 auf Bodenerosion zurückzuführen. • Über das Grundwasser werden etwa 28 % des Phosphors in Oberflächengewässer eingetragen. • Oberflächenabflüsse und Drainagen stellen weitere wichtige Eintrittspfade in die Oberflächengewässer dar. • Der überhöhte Eintrag von Bodenpartikeln führt zu Verschlämmung und Kolmatierung von Gewässersohlen. 	<p>HELCOM (2018); LAWA (2014); UBA (2018a:66 ff.); Wendland et al. (2014)</p> <p>UBA (2018a:106)</p> <p>BLE (2018:6)</p> <p>Frielinghaus et al. (2002:16)</p> <p>Holsten et al. (2016)</p> <p>LAWA (2014:2)</p>
	<p>Antibiotika-, Pflanzenschutzmittel- und Metaboliteintrag</p> <ul style="list-style-type: none"> • Über einen möglichen Oberflächenabfluss oder die Versickerung in das Grundwasser besteht die Möglichkeit, dass Antibiotika, die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebracht werden, in die Oberflächengewässer gelangen. • Bis zu 80 % der Wirkstoffe werden von behandelten Tieren wieder ausgeschieden. • Arzneimittel- sowie Antibiotikaresten, die aus der Tierhaltung stammen, wurden in Oberflächengewässern nachgewiesen, ebenso wie antibiotikaresistente Keime – jedoch gibt es bisher nur punktuelle Untersuchungen. • Die häufigsten Ursachen für das Nichterreichen eines guten chemischen Zustands der Fließgewässer im Rahmen der WRRL sind zu hohe, meist aus der Landwirtschaft stammende Belastungen durch Nährstoffeinträge, Feinsedimenteinträge und Pflanzenschutzmittel (Abdrift, Erosion, Dränage, Grundwasser, Oberflächenabfluss). 	<p>Bundesregierung (2018); UBA (2010a)</p> <p>Kemper (2008)</p> <p>UBA (2018a:117)</p>

Belastung von Luft und Klima	<p>Belastung von Klima und Luft</p> <p><i>Treibhauseffekt/Treibhausgasemissionen (THG):</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Die THG-Emissionen der deutschen Landwirtschaft betragen 2014 8 % des gesamten Treibhausgas-Ausstoßes (ohne Düngerherstellung). Rund 35 % davon entfallen jeweils auf Lachgas sowie Methanemissionen, 14 % auf Emissionen aus dem Gülle-Management, 8 % auf den Kraftstoffverbrauch landwirtschaftlicher Maschinen, 10 % auf sonstige. • Relevante Mengen an CO₂ werden aufgrund der Anwendung von Harnstoffdünger und Kalk freigesetzt. • Darüber hinaus sind der Umbruch von Dauergrünland und die Nutzung von Moorstandorten wesentliche Emissionsquellen. Im Jahr 2016 entstanden 4 % der deutschen THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Moorböden. • Die Landwirtschaft trägt mit mehr als 50 % zu den Gesamtstickstoffemissionen in der BRD bei. • Zunehmende N₂O-Emissionen entfallen auf Ausbringung und Lagerung von Gärresten aus Energiepflanzen. Weitere relevante Emissionen entstehen infolge von Stickstoff-Oberflächenabfluss und -auswaschung. • Je mehr Stickstoff im System zirkuliert (Tierbesatz, mineralischer N-Dünger, symbiotische N-Fixierung), desto höher sind die Emissionen an N₂O. • CH₄ (Methan) entsteht im landwirtschaftlichen Bereich hauptsächlich beim Verdauungsprozess der Wiederkäuer sowie bei Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Anzahl an Laktationen, Fütterung und Futtergrundlage, Remontierungsraten, Tierart sowie die Form des Wirtschaftsdüngers (Gülle/Festmist) und das Wirtschaftsdünger-Management sind wichtige Faktoren für die Gesamtemissionen an Methan. <p><i>Luftbelastung:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Geruchsintensive Herbizide (insbesondere Wuchsstoffherbizide) sowie Abdrift im Allgemeinen können die Luft belasten. • Geruchsbelastungen mit Ammoniak (NH₃) sind wesentlich beeinflusst durch die Viehbesatzdichte und Form des Haltungssystems (mit/ohne Einstreu). • Signifikante Mengen an NH₃ entweichen den landwirtschaftlich genutzten Böden als Folge der Düngung. • Die landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen sind wichtige Treiber für Luft- bzw. Feinstaubbelastungen. • Die Zunahme der Vergärung von pflanzlicher Biomasse aus der Biogaswirtschaft hat in den letzten Jahren zu einer Zunahme der Ammoniakemissionen geführt. 	<p>BMUB (2016:62)</p> <p>UBA (2018a:38)</p> <p>UBA (2017)</p> <p>UBA (2018a:36)</p> <p>Köpke (2016:599)</p> <p>Köpke (2016:599)</p> <p>Köpke (2016:597)</p> <p>UBA (2018a:36)</p> <p>Pozzer et al. (2017)</p> <p>BMUB (2016:63)</p>
------------------------------	--	---

<p>Rückgang der Artenvielfalt</p>	<p>Rückgang der Biodiversität im Allgemeinen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Die Menschheit hat den sicheren Handlungsraum hinsichtlich der Biologischen Vielfalt, der Nährstoffkreisläufe (P und N), dem Klimawandel und der Veränderung der Flächennutzung bereits verlassen. • Es gibt in einzelnen Bereichen Erfolge gegen den Verlust der Biodiversität in Europa, aber der Gesamttrend ist noch immer negativ. • Erhöhte Einträge von reaktivem Stickstoff in Luft, Gewässer, Böden haben einen erheblichen Anteil am Rückgang der Biodiversität. • Es werden immer weniger Kulturarten und Varietäten angebaut und Fruchtfolgen vereinfacht, mit Auswirkungen auf Mikroklima, Boden- und Vegetationsstrukturen auf Ackerflächen. • Der Einsatz von PSM wird als eine der Hauptursachen für den Rückgang der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft angenommen. • Pestizide werden auch über Luft und Wasser verlagert und schädigen in der Folge Nicht-Zielorganismen (z.B. in Gewässern). • Größere landwirtschaftliche Flächen (Schläge) und weniger Landschaftselemente wirken sich ähnlich negativ auf die Biodiversität aus, wie der Einsatz von PSM. Die vereinheitlichte Landschaft verschärft die Verluste an Biodiversität und vermindert in der Folge die Ökosystem-Dienstleistungen, von denen die Landwirtschaft abhängig ist. 	<p>Rockström et al. (2009); Steffen et al. (2015)</p> <p>IPBES (2018)</p> <p>BMUB, BMEL (2017:9)</p> <p>Fuchs, Saacke (2006) S. Meyer et al. (2014)</p> <p>Heißenhuber (2015:104); IPBES (2018:26) Beketov et al. (2013)</p> <p>Baessler, Klotz (2006); Batáry et al. (2017); Geiger et al. (2010); Kovács-Hostyánszki et al. (2017); (Landis, 2017); Rodríguez, Wiegand (2009); Tscharnatke (2017:3)</p>
	<p>Rückgang der Insekten</p> <ul style="list-style-type: none"> • Der Gesamtbestand an Insekten hat in den letzten Jahrzehnten in Deutschland deutlich abgenommen. • Die intensivierte Landwirtschaft hat u.a. eine verarmte Landschaftsstruktur zur Folge, so dass viele Insekten ihre Habitate sowie die Nahrungsgrundlage verloren haben. • Wesentliche Einflussfaktoren hierfür sind der großflächige Einsatz von PSM, die Einengung der Fruchtfolge, die homogenisierten und vergrößerten Schläge, die Erntemethoden sowie das Nährstoffüberangebot. • Der Einsatz von synthetischen Düngemitteln ist, neben PSM und Herbiziden, ein wichtiger Faktor für den Rückgang von bestäubenden Insekten. • Eine Studie in den Niederlanden hat gezeigt, dass in Regionen mit hohen Konzentrationen des Insektizids Imidacloprid (ab 2018 eingeschränkt bzw. verboten) die Bestände insektenfressender Vogelarten am stärksten zurückgingen. 	<p>BFN (2017a)</p> <p>DGfE (2016)</p> <p>BFN (2017a:12)</p> <p>Sánchez-Bayo, Wyckhuys (2019:21)</p> <p>Hallmann et al. (2014)</p>

	<ul style="list-style-type: none"> • In einigen Gebieten gibt es Hinweise auf einen signifikanten Rückgang von Insektenbiomasse. Dieser Rückgang ist in Agrarlandschaften besonders ausgeprägt und wurde sogar in Naturschutzgebieten beobachtet. • Diese Beobachtung wird auch durch die Entwicklung des überproportionalen Rückgangs von Kleininsekten und spinnenfressenden Vogelarten gestützt. • Es gibt Hinweise, dass die Verbreitung von europäischen Wiesen-Schmetterlingen zwischen 1990 und 2011 um 50 % zurückgegangen ist. • Es gibt Hinweise, dass die derzeitigen Stickstoffgaben in der Landwirtschaft zu einer Konzentration in Wirtspflanzen führen, die sich negativ auf die Überlebensraten von Schmetterlingslarven auswirken. • Der Bestand an Wildbienen verzeichnet einen deutlichen Rückgang. 41 % der Wildbienenarten in Deutschland werden als bestandsgefährdet eingestuft. Die Bestandsrückgänge sind in Agrarlandschaften besonders ausgeprägt. • Der Bestand an Honigbienen nimmt weltweit zu, gleichzeitig aber auch die Probleme aufgrund saisonaler Völkerverluste. • Bei Studien zu Motten ergibt sich ebenfalls wie bei den Wildbienen ein stark negativer Trend. • Bei den Schwebfliegen beträgt der Artenrückgang zwischen 30 bis 70 %, Individuenverluste betragen zwischen 70 bis 96 % (1989–2014). • Glyphosat wirkt sich negativ auf die Bakterienzusammensetzung im Darm von Bienen aus und führt somit zu einer Schwächung der Bienen. 	<p>BFN (2017a:12); Hallmann et al. (2017); Schwenninger, Scheuchl (2016) BFN (2017a:13)</p> <p>van Swaay et al. (2013)</p> <p>Kurze et al. (2018)</p> <p>Goulson et al. (2008); S. G. Potts et al. (2010); Winfree et al. (2009);</p> <p>BFN (2017a:12)</p> <p>BFN (2017a:37) F. Conrad et al. (2006)</p> <p>BFN (2017a:12)</p> <p>Motta et al. (2018)</p>
	<p>Rückgang der Vögel</p> <ul style="list-style-type: none"> • Landwirtschaftliche Landnutzung und Landnutzungsänderungen, wie z.B. Grünlandumbruch, steigender Energiepflanzenanbau und intensiver Einsatz von PSM beeinträchtigen wichtige Nahrungs- und Bruthabitats typischer Vögel des Agrarlandes. • Viele Bestände an Vogelarten der Agrarlandschaft haben über die letzten Jahrzehnte stark abgenommen. • Untersuchungen haben gezeigt, dass sich der Bestandstrend von Vogelarten der Agrarlandschaft am besten vom Grad der Intensivierung der Landwirtschaft (gemessen am Ertrag pro ha) ableiten lässt. • Der Einsatz von Herbiziden hat sog. Nahrungsnetz-Effekte zur Folge. Durch die Verarmung der Pflanzenwelt in der Agrarlandschaft ergeben sich hierbei indirekte Effekte auf schützenswerte Wildtiere wie z.B. Feldvögel. 	<p>BMUB (2017)</p> <p>Inger et al. (2015) BFN (2017a); Donald et al. (2001); Inger et al. (2015) Donald et al. (2001)</p> <p>UBA (2016b:11)</p>

	<ul style="list-style-type: none"> • Für verschiedene „Agrarvogelarten“ (z.B. Grauammer, Rebhuhn) wurde nachgewiesen, dass der großflächige Einsatz von Insektiziden das Nahrungsangebot während sensibler Lebensphasen so stark einschränkt, dass die Bestandsrückgänge darauf zurückgeführt werden können. • Als Folge vergrößerter Ackerschläge werden Ackerrandflächen reduziert, die einigen Ackervogelarten als Resthabitats dienen. 	<p>Boatman et al. (2004); G. R. Potts (1986); UBA (2014)</p> <p>Hötker, Leuschner (2014:14)</p>
	<p>Rückgang der Flora auf Grün- und Ackerland</p> <ul style="list-style-type: none"> • Über ein Drittel der typischen Ackerwildkrautarten (ca. 350 Arten) in Deutschland ist als gefährdet eingestuft. Der regionale Artenpool hat seit 1950/1960 im Durchschnitt um 23 % abgenommen. • Die Populationsdichten verbliebener Arten weisen einen extremen Rückgang auf. • Die Samenbank von gefährdeten Ackerwildkrautarten ist aufgrund intensiver Bewirtschaftung vielerorts verschwunden. • Herbizidtolerante Generalisten nehmen im Gegensatz zu. • Das mangelnde Blütenangebot fehlt in der Folge „nützlichen“ Insekten und Räuber-Beute-Systeme werden negativ beeinflusst. • Mit der Vergrößerung der Ackerschläge haben die Strukturvielfalt abgenommen sowie die Gesamtflächen an Ackerrandstreifen. Artenreiche Ackerwildkrautbestände wurden dadurch reduziert. Im Zusammenspiel mit dichteren Pflanzenbeständen und Herbizid-Einsatz wurde die potenziell besiedelbare Ackerfläche in zehn ausgewählten Untersuchungsgebieten um rund 95 % reduziert. • Die Qualität des Grünlands wird aufgrund intensiver Nutzung stetig schlechter. Der Großteil der Lebensraumtypen nach FFH-Richtlinie (artenreiches Grünland) weist einen schlechten oder unzureichenden Erhaltungszustand auf. Knapp 70 % der Grünlandbiotoptypen sind einem sehr hohen Rote-Liste-Status zugeordnet. 31 % gelten als „akut von vollständiger Vernichtung bedroht“. 	<p>BFN (2017a:7)</p> <p>Doxa et al. (2012); S. Meyer et al. (2014) Lang et al. (2016)</p> <p>Heap (2018) Krauss et al. (2011)</p> <p>Hötker, Leuschner (2014:14 ff.)</p> <p>BFN (2017a:19 ff.)</p>

	<p>Beeinträchtigung der Biodiversität in Böden⁷</p> <ul style="list-style-type: none"> • Intensive Anbausysteme (hier u.a. charakterisiert durch enge Fruchtfolgen) wirken sich negativ auf die Quantität (Biomasse und Abundanz) und taxonomische Vielfalt von Bodenorganismen aus. • Studien zu den Auswirkungen von PSM auf Bodenmikroorganismen haben übereinstimmend statistisch signifikante Effekte festgestellt, negative Effekte hauptsächlich durch kupferbasierte Fungizide. Für Langzeiteffekte auf die Bodenfunktionen gibt es bisher ungenügende Beweise bzw. Erkenntnisse. • PSM und Herbizide zeigen in verschiedenen Studien negative Auswirkungen auf Überlebens- und Reproduktionsraten von Regenwürmern. • Die Anwendung von Herbiziden hat in einigen Studien gezeigt, dass die arbuskuläre Mykorrhizierung (ein symbiontischer Pilz, der die Nährstoffversorgung der Pflanzen unterstützt) signifikant abnimmt. • Es gibt Hinweise, dass Rückstände von Antibiotika in Böden die Bodenmikroorganismen beeinträchtigen. • Es gibt Hinweise, dass sich PSM in Böden anreichern, wobei die Auswirkung auf das Bodenleben, und speziell die „Cocktail-Effekte“⁸, weitgehend ungeklärt sind. 	<p>Hedlung (2012)</p> <p>FAO, ITPS (2017)</p> <p>Gaupp-Berghausen et al. (2015); Pelosi et al. (2014); Kontopoulou, Bilalis (2017); Zaller et al. (2014)</p> <p>Zaller et al. (2018); Zaller et al. (2014)</p> <p>UBA (2018a:113)</p> <p>Silva et al. (2018a+b)</p>
--	--	---

⁷ Derzeit gibt es noch wesentliche Erkenntnislücken zu den Mikroorganismen im Boden und den komplexen Interaktionen dieser untereinander und mit dem Medium Boden. Es wird beispielsweise geschätzt, dass bisher weniger als 1,5 % der Bakterien-Taxa identifiziert wurden (Orgiazzi et al., 2016). Bakterien bspw. spielen eine wesentliche Rolle bei der biogeochemischen Zirkulation von Elementen, dem Abbau von Pestiziden, der Regulation von Pathogenen und Krankheiten, der Immobilisation von Schwermetallen, dem Pflanzenwachstum sowie der Erhaltung der Bodenstruktur (Topp, 2003).

⁸ „Cocktail-Effekte“ bezeichnet hier negative Auswirkungen auf die Umwelt u.a. aufgrund von möglichen Synergieeffekten und kumulativen Effekten in Folge der Anreicherung von verschiedenen chemischen Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden bzw. deren Komponenten (s. Silva et al., 2018).

3.3 Gute landwirtschaftliche Praxis

Als „gute landwirtschaftliche Praxis“ bezeichnet man allgemein die Einhaltung von Grundsätzen aus dem Landwirtschafts- und Umweltrecht. Konkretisiert wird die gute landwirtschaftliche Praxis in den entsprechenden nationalen und internationalen Gesetzen und Verordnungen, wie zum Beispiel in der Düngeverordnung, im Pflanzenschutzgesetz oder im Bundes-Bodenschutzgesetz. Dabei orientiert sie sich an einem Mindestmaß ökologisch verträglicher Bewirtschaftungsmaßnahmen. So verfolgt beispielsweise der Pflanzenschutz nach „guter fachlicher Praxis“ zwei Ziele:

1. die Gesunderhaltung und Qualitätssicherung von Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen durch
 - a) vorbeugende Maßnahmen,
 - b) Verhütung der Einschleppung oder Verschleppung von Schadorganismen,
 - c) Abwehr oder Bekämpfung von Schadorganismen und

2. die Abwehr von Gefahren, die durch die Anwendung, das Lagern und den sonstigen Umgang mit Pflanzenschutzmitteln oder durch andere Maßnahmen des Pflanzenschutzes, insbesondere für die Gesundheit von Mensch und Tier und für den Naturhaushalt, entstehen können (BMELV, 2010).

Nur wenn diese Bewirtschaftungsmaßnahmen eingehalten werden, ist ein Betrieb für jedwede Förderung antragsberechtigt.

3.4 Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP)

Die sogenannte Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) bildet den politischen Rahmen für die europäische Landwirtschaft. In ihr sind insbesondere die Konditionen zur Verteilung von Fördergeldern für die Landwirte festgelegt. Deutschland stehen für die Jahre 2014 bis 2020 etwa 6,2 Milliarden Euro zur Verfügung. Dabei werden zwei Säulen unterschieden:

4,8 Milliarden Euro sind in der ersten Säule enthalten, aus der die Direktzahlungen für die bewirtschaftete Fläche gezahlt werden. Eine Voraussetzung für den Erhalt der Direktzahlungen ist die Einhaltung sogenannter Cross-Compliance-Regelungen, die die Landwirte zu gewissen „Grundanforderungen an die Betriebsführung“ und zu Erhaltung ihrer Flächen in „gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ verpflichten. Darunter fallen beispielsweise die Kennzeichnung und Registrierung der Tiere, die ordnungsgemäße Aufbewahrung von Pflanzenschutzmitteln, Auflagen bei der Ausbringung von Düngemitteln oder Maßnahmen zur Vermeidung von Bodenverdichtung und Erosionen. Die Voraussetzungen für den Erhalt von Direktzahlungen sind in jedem Bundesland gleich, deren Höhe hingegen ist unterschiedlich. In Baden-Württemberg beispielsweise setzten sich die Direktzahlungen aus der ersten Säule 2018 wie folgt zusammen: Die Basisprämie, etwa 170 Euro, erhielt jeder Landwirt pauschal pro Hektar. Weitere 86 Euro bekam er, wenn er sogenannte „Greening“-Maßnahmen umgesetzt hatte. Diese beinhalten die Erhaltung von Dauergrünlandflächen (Wiesen und Weiden), die Anbaudiversifizierung sowie die Bereitstellung „ökologischer Vorrangflächen“ auf 5 % des Ackerlands (z.B. Stilllegungsflächen, Terrassen, Pufferstreifen, Hecken, Knicks oder Baumreihen). Neben Basisprämie und „Greening“-Prämie fallen noch die Umverteilungsprämie und die Junglandwirteprämie unter die Direktzahlungen, die jeweils noch etwa 44 Euro betragen. Mit der Umverteilungsprämie sollen kleinere und mittlere Betriebe bessergestellt werden. Die Junglandwirteprämie will junge Landwirte bis zum 41. Lebensjahr unterstützen. Insgesamt konnte ein Landwirt in Baden-Württemberg 2018 also 345 Euro Direktzahlungen pro Hektar beantragen (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, 2019). Nach Angaben der Bundesregierung wurden 2017 im Bundesdurchschnitt 286,50 Euro/ha Direktzahlungen gezahlt. Jeder Betrieb erhielt somit durchschnittlich 25.800 Euro, was bundesweit durchschnittlich etwa 37 % des Betriebseinkommens ausmachte (Deutscher Bundestag, 2019).

Für die zweite Säule stehen rund 1,3 Milliarden Euro zur Verfügung. Sie sind in dem Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) enthalten und sollen unter anderem die Wiederherstellung, Erhaltung und Verbesserung von Ökosystemen sicherstellen. Maßnahmen zum Erreichen dieser Ziele sind in den Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) zusammengefasst und können von den Landwirten freiwillig durchgeführt werden. Die Bundesländer legen dabei die Auflagen für die Bewirtschaftung in ihren jeweiligen Förderrichtlinien fest. Auch der ökologische Landbau wird über die zweite Säule gefördert. Die Förderung unterscheidet sich von Bundesland zu Bundesland. Zusätzlich zu den 1,3 Milliarden Euro aus dem europäischen Haushalt beteiligt sich der Bund mit der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) an Entwicklungsmaßnahmen in Höhe von 600 Millionen Euro. Etwa die gleiche Menge steuern noch einmal Bundesländer und Kommunen bei.

Von vielen Seiten wird die bisherige Struktur der Gemeinsamen Agrarpolitik als nicht zielführend kritisiert. So mussten trotz der bereitstehenden Mittel viele landwirtschaftliche Betriebe auch

während der letzten Förderperiode aufgeben. Von den Direktzahlungen profitieren besonders die großen, flächenstarken Betriebe, während es kleineren an Unterstützung fehlt (vgl. dazu z.B. Jasper, 2018). Umweltverbände kritisieren, dass die Landwirtschaft weiter an Artenvielfalt einbüßt, die Nitratbelastung des Grundwassers gleichbleibend hoch ist und dass die Fruchtbarkeit der Böden zurückgeht. Auch der Europäische Rechnungshof bescheinigt der GAP ein Versagen bei der Ökologisierung der Landwirtschaft in Europa.⁹

Die GAP wird alle sieben Jahre neu verhandelt. Seit 2017 werden Vorschläge der EU-Kommission zur Neugestaltung der nächsten Förderperiode von den Mitgliedstaaten und dem EU-Parlament diskutiert. Den Reformvorschlag der EU-Kommission für die Gemeinsame Agrarpolitik nach 2020 attestiert der Europäische Rechnungshof (2018) in seiner jetzigen Form als einen, der die Umwelt nur unzureichend entlastet.¹⁰ Aus Sicht vieler Umweltverbände könnte die geplante Einführung der sogenannten Eco-Schemes das seit 2014 geltende Greening ersetzen und die Unterstützung landwirtschaftlicher Betriebe bei der Transformation hin zur nachhaltigeren Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen steuern. Mittel für die Eco-Schemes sollen aus der ersten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik zur Verfügung gestellt werden. Derzeit wird über den Anteil der Zahlung diskutiert, der für die Eco-Schemes reserviert werden soll. Es gibt unterschiedliche Umwelt-, Naturschutz- und Klimaziele, an denen sich die Ausgestaltung der Eco-Schemes orientieren sollte. Deren Design wird auch von den Agrarumweltmaßnahmen abhängen. Im Folgenden konzentriert sich die Studie aber auf Fördermaßnahmen, die eine Transformation des Ackerbaus hin zur mehr Nachhaltigkeit ermöglichen. Insgesamt soll sich das Engagement für den Umweltschutz positiv im Betriebsergebnis bemerkbar machen. An dieser Stelle sei nochmals betont, dass die ackerbaulichen Veränderungen, die im Folgenden skizziert werden, maßgeblich auch die natürlichen Produktionsressourcen stabilisieren. Als solche stellen sie eine Investition in die Zukunft der Betriebe dar.

⁹ <https://www.eca.europa.eu/de/Pages/DocItem.aspx?did=44179>

¹⁰ <https://www.eca.europa.eu/de/Pages/NewsItem.aspx?nid=11130>

3.5 Gesellschaftlicher Diskurs

Dass sich die deutsche Landwirtschaft im Wandel befindet, zeigt auch die aktuelle agrarpolitische und gesellschaftliche Diskussion. Erhöhte Nitratwerte im Grundwasser und der Rückgang der Artenvielfalt sind nur zwei Negativ-Aspekte der modernen Landwirtschaft, die in den verschiedenen Medienformaten kritisch diskutiert werden. Verbraucherumfragen zeugen von der wachsenden Bedeutung, die die Herkunft der Lebensmittel sowie insbesondere höhere Standards und größere Transparenz in der Tierhaltung für einen Großteil der Bevölkerung haben (BMEL, 2017c). Generell ist die Landwirtschaft mit ihren Wirkungen auf die Umwelt stärker ins Licht der öffentlichen Wahrnehmung gerückt, was das Volksbegehren für mehr Artenvielfalt im Februar 2019 in Bayern deutlich belegt. 18,4 % der Stimmberechtigten Bayerns hatten sich für mehr Insektenschutz in der Landwirtschaft ausgesprochen. Landwirte werden in ihrer Verantwortung gegenüber Natur und Ressourcen vermehrt in die Pflicht genommen. Als Empfänger von mehr als 6 Milliarden Euro Subventionen jährlich stehen die Landwirte bei der Nutzung natürlicher Ressourcen und ihrem Umgang mit den Tieren unter Rechtfertigungsdruck.

Neben dem Imageproblem, das den Praktikern zu schaffen macht, kommen agronomische Herausforderungen hinzu: Problemunkräuter, Verlust von Bodenfruchtbarkeit, Trockenheit. Dabei kann vor allem der Ackerbau mit einem Flächenanteil von 32 % der deutschen Bundesfläche maßgeblich zu einer ressourcenschonenderen, umwelt- und klimafreundlicheren Landwirtschaft in Deutschland beitragen.

Der Zentralausschuss der Deutschen Landwirtschaft, bestehend aus dem Deutschen Bauernverband (DBV), der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG), dem Deutschen Raiffeisenverband (DRV), dem Verband der Landwirtschaftskammern (VLK) und dem Zentralverband Gartenbau (ZVG), stellte im Mai 2018 seine Ackerbaustrategie vor. Darin enthalten sind acht Ziele, die durch einen Katalog von 18 Maßnahmen umgesetzt werden sollen. Der Katalog benennt als Ziele neben dem Erhalt der Wirtschaftlichkeit und der Versorgung der Bevölkerung mit hochwertigen Lebensmitteln und Rohstoffen auch den Erhalt und die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, den Bodenschutz, den Gebrauch von Alternativen zu chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, breitere Fruchtfolgen, effizientere Düngung und die Förderung der Artenvielfalt (Zentralausschuss der Deutschen Landwirtschaft, 2018). Im April 2019 hat das Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung einen Maßnahmenkatalog vorgestellt, mit dem die Landwirtschaft zum Klimaschutz beitragen sollte. Genannt werden darin breitere Fruchtfolgen als wichtiger Baustein für den Humusaufbau im Ackerbau (BMEL, 2019). Auch in den Fachmedien werden ackerbauliche Maßnahmen diskutiert, die geeignet sind, die Verwendung chemischer Wirkstoffgruppen im Pflanzenschutz zu kompensieren und andererseits Starkregen oder länger dauernden Dürren zu begegnen. Auffallend häufig verspricht man sich dort von der Ausweitung der Fruchtfolgen einen Erfolg (vgl. dazu praxisnah 4/2018: „Kurs ändern – alt Erlerntes passt oft nicht mehr!“, DLG-Merkblatt 242 3/2017: „Ackerbau zukunftsfähig gestalten“, Topagrar 12/2018: „Erweiterte Fruchtfolgen dringend nötig“).

4 URSACHEN MANGELNDER NACHHALTIGKEIT IN DER LANDWIRTSCHAFT

In diesem Kapitel soll der Frage nachgegangen werden, worin die Ursachen der oben beschriebenen Fehlentwicklungen begründet liegen. Es werden wirtschaftliche, agrarpolitische, marktspezifische, praktische sowie andere Ursachen für die aktuelle Bewirtschaftungsintensität identifiziert.

4.1 Strukturwandel und Spezialisierung

Mit dem einsetzenden Strukturwandel in den 1950er und 1960er Jahren trat die Landwirtschaft in eine neue Phase technologischer und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen ein. Es kam in dieser Zeit zu markanten technologisch-organisatorischen Veränderungen wie der Mechanisierung von Arbeitsprozessen, dem vermehrten Einsatz von externen Betriebsmitteln (Pflanzenschutz/Dünger), vergrößerten Tierbeständen und Arbeitskräften, die aus der Landwirtschaft in die urbanen Zentren abwanderten (Poppinga, 2009). Durch die Mechanisierung stieg die Flächenleistung und seither nahm auch die Anzahl der Menschen, die ein Landwirt mit Nahrungsmitteln versorgen kann, um ein Vielfaches zu.

Höhere Löhne in außerlandwirtschaftlichen Arbeitsplätzen ließen die Arbeitskräfte aus der Landwirtschaft abwandern. Hinzu kamen steigende Kosten für die technologischen Neuerungen. In der Folge hat die Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe stetig abgenommen (Boxberger, Moitzi, 2008), ein Trend, der sich bis heute fortsetzt (BMEL, 2016). Die zunehmende Intensivierung, Spezialisierung und Betriebskonzentration setzte die sich selbst verstärkende Spirale von Größenvorteilen („economies of scale“) in Bewegung, die durch den Ausspruch „Wachsen oder Weichen“ geprägt wird (Langthaler, 2012:150).

Mit dem Einsatz von Stickstoffdüngern wurden zunehmend weniger Leguminosen (Klee, Luzerne, Bohnen) kultiviert, die noch bis in die 1960er Jahre für die Stickstoffversorgung wichtig waren. In den nachfolgenden Jahren wurde die Viehhaltung auf vielen Betrieben eingestellt. Damit nahm auch die unmittelbare Verwertung von Feldfutter an Bedeutung ab. Hingegen wurde die Viehhaltung an Standorten mit vorteilhaften Bedingungen ausgedehnt. Diese Konzentration wurde dadurch befördert, dass Importfuttermittel zugekauft werden konnten und eine Überproduktion von Getreide und Ölsaaten vorlag: Die Viehhaltung wurde von der betrieblichen Futtermittelerzeugung entkoppelt. Die Spezialisierung im Ackerbau erfolgte von Gemischt- und Futterbaubetrieben hin zu Marktfrucht- und Veredelungsbetrieben und führte in der Folge in weiten Teilen zu einer Abnahme der organischen Düngung sowie einseitigen, getreidebetonten Fruchtfolgen (Capriel, Seiffert, 2009; Poppinga, 2009). Die sogenannte „Veredlungswirtschaft“ verstärkte zudem, neben dem steigenden Input externer, fossiler Energiequellen, die rückläufige Energieeffizienz der Agrarproduktion (Krausmann & Langthaler, 2016:12).

In den zurückliegenden Jahrzehnten hat insbesondere mit der Biogas- und Biodieselnutzung die Kultivierung von Silomais und Raps zugenommen (Capriel, Seiffert, 2009; FNR, 2018). Die zunehmend spezialisierten Betriebe gaben bewährte Fruchtfolgesysteme auf und versuchten, den dadurch zunehmenden Schaderreger- und Unkrautdruck durch chemische Pflanzenschutzmittel zu kontrollieren (Henne, 2018; Poppinga, 2009). Die strukturellen Veränderungen auf Betriebsebene veränderten auch das Landschaftsbild, Biotope und damit Flora und Fauna gingen verloren, während die Belastung der Umweltgüter Boden, Wasser und Luft anstieg (Heißenhuber, 2015; SRU, 1985).

4.2 Agrarpolitik, Konsum und Märkte

Mit den römischen Verträgen von 1957 wurde eine Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) in der EWG bzw. der EU beschlossen. Seitdem setzt die Europäischen Kommission die Rahmenregelungen und steuert ihre Finanzierung. Das Ziel der GAP war es, im Nachkriegseuropa die Produktivität anzuheben, die Ernährung zu sichern und die Lebensmittelpreise zu senken bzw. gering zu halten (BMEL, 2014). Die Produktivität wurde in der Folge gesteigert sowie Betriebsflächen und Tierbestände vergrößert. Es wurden Überschüsse produziert, die die Verbraucher- als auch die Erzeugerpreise bis heute auf einem niedrigen Niveau halten (Poppinga, 2009).

Die zunehmende Intensivierung und Spezialisierung in der Landwirtschaft wurde hauptsächlich von ökonomischen Marktkräften und technischen Fortschritten bestimmt. Die Agrarpreispolitik im Rahmen der GAP hat diese Tendenzen jedoch direkt durch das Außerkraftsetzen des Preismechanismus sowie indirekt durch eine Einflussnahme auf andere Bestimmungsfaktoren (z.B. induzierte, technische Fortschritte) beschleunigt. Dies erfolgte durch ein überhöhtes Preisniveau (oberhalb der Weltmarktpreise), verzerrte Preisrelationen und eine überzogene Preisstabilität (Schmitz, 1987:377). Darüber hinaus haben Markteingriffe im Faktorbereich (z.B. Boden und Arbeit) diese Entwicklung vorangetrieben (Schmitz, 1987:378).

Rationalisierung, Mechanisierung, steigende Kapitalintensität, regionale Konzentration und die Ausgliederung von Stufen der Nahrungsmittelproduktion in vor- und nachgelagerte Industrien gelten als die strukturellen Veränderungen in der Landwirtschaft. Sie waren bzw. sind bis heute wesentlich für die zunehmenden Umweltprobleme verantwortlich (J. Conrad, 1992; De Haen, 1985; H. v. Meyer, 1983; SRU, 1985).

Diese Entwicklung wurde entscheidend von der Ökonomisierung bzw. der Tendenz der Ausrichtung an betriebswirtschaftlichen Rentabilitätskalkülen beeinflusst, die jedoch keine externen Kosten (Umweltschäden) in die Kalkulation einbezieht (J. Conrad, 1992:15). Die Gemeinsame Agrarpolitik der EG/EU führte in der Folge zu ähnlichen Entwicklungen in den einzelnen Mitgliedstaaten (Capriel, Seiffert, 2009:41).

Mit der Zeit ging die GAP dazu über, die Markt- und Preisstützung zurückzufahren und durch direkte Einkommensunterstützung (Direktzahlungen) der Landwirte zu ersetzen. Mit der MacSharry-Reform im Jahr 1992 wurden erstmals Umweltbelange in die GAP einbezogen, die mit jeder weiteren Reform weiterentwickelt wurden (BMEL, 2014).

Eine erste umfassendere Studie, die die GAP systematisch und evidenzbasiert bezüglich der Umwelt- und sozioökonomischen Performance evaluiert, wurde von Pe'er et al. (2017) veröffentlicht. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Effektivität der GAP hinsichtlich der Umweltpformance auf EU-Ebene gering ausfällt. Den AUKM (Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen) werden teilweise regionale Erfolge zugesprochen. Die Autoren stellen jedoch fest, dass eine größere Wirksamkeit durch ein limitiertes Budget, eine geringe Annahme der Maßnahmen, schlechtes Design und Ausführung verhindert wird. Das sogenannte „Greening“ wird ebenfalls als ineffektiv kritisiert, wenn das Ziel besteht, negative Trends umzukehren (siehe auch BFN, 2017a). Dafür werden ein unzureichendes Design und Ausführung des Programms als Gründe angeführt. Speziell werden diesbezüglich die Vielzahl an Ausnahmen, geringe Anforderungen an die Diversifizierung der

Ackerkulturen, fehlende Kriterien für das Management und ineffektive Optionen für das Umsetzen der ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) genannt. Die Umsetzung von derzeit 2,3 % ÖVF auf Ackerflächen ist außerdem zu gering, um wirkungsvolle Effekte zu erzielen. Aus wissenschaftlicher Sicht sind mindestens etwa 10 % ÖVF notwendig (vgl. Oppermann et al., 2017:27). Die Klimamaßnahmen werden ebenfalls als ineffizient identifiziert, insbesondere weil die Tierproduktion und die Stickstoffnutzung nicht in den Fokus genommen werden. Aus Sicht der Biodiversität werden – den Autoren nach – die größten Investitionen für die am wenigsten wirksamen Maßnahmen eingesetzt. Landwirte wählen häufig aus administrativen Gründen bzw. aus Sorge vor Strafen aufgrund von Fehlern in der Umsetzung die am wenigsten effektiven Maßnahmen (Pe'er et al., 2017:122). Die interne Kohärenz der GAP wird ebenfalls als unzureichend eingestuft, weil es innerhalb der GAP Zielkonflikte zwischen Produktion und Schutz der Ressourcen gibt und entstehende trade-offs nicht transparent erfasst werden und es kein Indikatorenset und Monitoringsystem gibt. Gleiches wird für die externe Kohärenz angegeben, wenn auch Komplementarität bspw. mit der Nitrat- und Wasserrahmenrichtlinie besteht. Zielkonflikte gibt es zwischen der GAP und der EU-Biodiversitätsstrategie und dem Emissionshandel (UNFCCC). Ebenso fehlen die Einbeziehung von globalen Auswirkungen des EU-Konsums (global footprint effects) und der Futtermittelimporte in die EU (vgl. Pe'er et al., 2017).

Obwohl mit dem neuen Ansatz erstmals ein Set aus Zielen und Indikatoren benannt wurde, kritisiert der EU-Rechnungshof den derzeitigen GAP-Vorschlag der EU-Kommission für die Zeit nach 2020 als ein „Weiter so wie bisher“ und somit als ineffizient, um wesentliche Umweltziele zu erreichen. Speziell wird kritisiert, dass es keine klar definierten Ziele und quantifizierbare Vorgaben gibt (EU-Rechnungshof, 2017).

Auf nationaler Ebene hat das Erneuerbare-Energien-Gesetz EEG mit seinen Anreizen den Anbau von Silomais stark befördert (LAWA, 2014:5). Mit den derzeitigen Anbauverfahren von Silomais haben die Nährstoffausträge sowie die Bodenerosivität zugenommen (LAWA, 2014:5 ff.). Die Folge sind höhere Nitratgehalte in Grund- und Oberflächengewässern, womit die Maßnahmen im Rahmen der WRRL zur Reduktion von Stickstoff- und Phosphoreinträgen konterkariert wurden (LAWA, 2014:5 ff.). Der Biomasseanbau führt meist dazu, dass der Ackerbau intensiviert wird und damit mehr Düngemittel, PSM und Herbizide verwendet werden, mehr Grünlandumbruch und verengte Fruchtfolgen stattfinden, wasserzehrende Kulturen stärker angebaut und mehr organisches Material (z.B. Stroh) entnommen wird (Heißenhuber, 2015:77 ff.).

Die intensive Tierhaltung ist ein wesentlicher Faktor für die Belastung des Klimas sowie der Belastung mit Nährstoffen wie Stickstoff (vgl. Heißenhuber, 2015; SRU, 2015). Die Schlachtmenge von Fleisch hat von 1994 bis 2016 von etwa sechs Millionen Tonnen auf etwa neun Millionen Tonnen zugenommen. Die Einfuhren blieben im gleichen Zeitraum mehr oder weniger konstant, wobei die Ausfuhren von etwa 800.000 Tonnen auf vier Millionen Tonnen zugenommen haben (Davies, Efen, 2017). Der Export von Agrargütern ist das erklärte Ziel der Politik, u.a. mit dem Bestreben, die weltweite Ernährung zu sichern, wenn auch seit 2013 keine Exportsubventionen mehr gewährt werden (BMEL, 2017a). Für Fleisch und Produkte tierischen Ursprungs gilt zudem ein Mehrwertsteuersatz von 7 % anstatt der regulären 19 %, wobei verschiedene Institutionen eine Anpassung für notwendig erachten (SRU, 2015:384).

Die wirtschaftlichen, agrarpolitischen und marktspezifischen Ursachen beeinflussen und bedingen sich zum Teil gegenseitig. Zu differenzieren, aber auch Ursachen und Interdependenzen festzustellen, ist daher komplex. In dem folgenden Abschnitt sollen nur kurz wesentliche Entwicklungen und deren Auswirkungen aufgezeigt werden.

Die Märkte und deren „Gesetze“ haben eine Vielzahl von Auswirkungen, wobei die Märkte wiederum auch einer Vielzahl von Einflüssen ausgesetzt sind. Die Einzelmärkte sind beispielsweise von verschiedenen politischen und volkswirtschaftlichen Faktoren beeinflusst, zu denen u.a. folgende Aspekte gehören: globale Agrarmärkte, Welthandel, Wechselkurse, Zölle, Sozialstandards, EU-Haushalt, EU-Agrar- und Qualitätspolitik, Verbrauchsentwicklung, Versorgungslage, Wertschöpfung, Erzeugerpreise, Verkaufserlöse, Strukturen der Land- und Ernährungswirtschaft, Qualitätssicherung etc. Des Weiteren spielen auch natürliche Faktoren wie z.B. Standort, Klima und Witterung (LfL, 2017:1 ff.) eine Rolle. Nicht zuletzt üben Staaten bzw. die EU über die Agrarförderung starken politischen Einfluss auf das Marktgeschehen aus (vgl. Hofreither, 2016; Langthaler, 2012). Die europäische und nationale Agrarpolitik konnte und wollte den Rückgang der landwirtschaftlichen Betriebe und das damit einhergehende Wachstum der Betriebsgrößen sowie die zunehmende Intensivierung und Spezialisierung nicht einschränken (Heißenhuber, 2015). Die sich selbst verstärkende Spirale von Größenvorteilen setzte insbesondere Klein- und Mittelbetriebe wirtschaftlich zunehmend unter Druck (Langthaler, 2012:150). Mit der EU-Erweiterung und der zunehmenden Liberalisierung des Welthandels stieg bzw. steigt der Wettbewerbsdruck auf die Produzenten von Nahrungsmitteln, ihre Verarbeiter und Händler (Langthaler, 2012:159; Pflingstner, 2001). Das forciert wiederum eine weitere Intensivierung und Rationalisierung auf Betriebsebene.

Die EU hat in den letzten Jahrzehnten zunehmend auf den Export von Nahrungsmitteln gesetzt (Heubuch, 2015).¹¹ Um auf dem Weltmarkt bieten zu können, müssen die Preise für Agrarprodukte entsprechend konkurrenzfähig sein. Dies wird durch eine kapitalintensive und intensiv geführte Landwirtschaft realisiert (ebd.:43) sowie durch direkte oder indirekte Subventionen (Langthaler, 2012:153; Nathan et al., 2009:195). Des Weiteren hat die strukturelle Überproduktion in der EU und Nordamerika über die Zeit bis etwa zur Jahrtausendwende dazu geführt, dass die Weltmarktpreise verfallen (Nathan et al., 2009:193). Kritisiert wird diesbezüglich außerdem, dass nicht industrialisierte Länder, die Maßnahmen für einen liberalisierten Handel durchgeführt haben, beim Import von Agrarprodukten aus industrialisierten Ländern unter dem Strich mehr verlieren als gewinnen, u.a. weil der Import häufig die Entwicklung des Agrarsektors dieser Länder behindert (ebd.:193 ff.) und ihnen Export- und damit Entwicklungschancen verwehrt (Langthaler, 2012:161).

In Deutschland, wie auch in vielen anderen Ländern, ist der Lebensmittelhandel von einer starken Konzentration geprägt. Die fünf größten Unternehmen in Deutschland haben einen Marktanteil von 67 % (2017). Der starke Wettbewerbsdruck aufgrund der Konzentration führt zu ständigen Preiskämpfen und einem niedrigen Preisniveau für Lebensmittel (LfL, 2017:20 ff.). Die Marktmacht der Lebensmittelunternehmen führt häufig zu einer starken Verhandlungsposition gegenüber den Erzeugern (von Schlippenbach, Pavel, 2011). Der Anteil der Verkaufserlöse der Landwirtschaft an den

¹¹ Die Agrarexporte aus Deutschland (ohne Landtechnik) beliefen sich im Jahr 2016 auf 67,9 Mrd. Euro, wobei hiervon etwa 21 Mrd. Euro auf Nahrungsmittel tierischen Ursprungs, 34 Mrd. auf Nahrungsmittel pflanzlichen Ursprungs, 11,5 Mrd. auf Genussmittel und etwa 1 Mrd. Euro auf lebende Tiere entfielen. Die Agrarimporte beliefen sich 2016 hingegen auf 77,1 Mrd. Euro (BMEL, 2017a).

Verbraucherausgaben hat sich über die Zeit stetig verringert. Im Zeitraum 1950–1955 lagen die Verkaufserlöse bei 62,6 % im Vergleich zu 20,6 % im Jahr 2016 (DBV, 2017:23).

In Deutschland gibt es pro Jahr circa 11 Millionen Tonnen an Lebensmittelabfällen. Der Großteil (61 %) entfällt dabei auf die Haushalte (Kranert et al., 2012:9 ff.) und entspricht einem monetären Wert von 200 bis 260 Euro pro Kopf und Jahr (ebd.:18). Der WWF geht sogar von 18 Millionen Tonnen aus, von denen 10 Millionen vermeidbar wären (WWF, 2015). Hieraus ergibt sich die Frage nach dem Zusammenhang zwischen monetärem Wert von Lebensmitteln und dem Wegwerfverhalten. Die Lebensmittelabfälle machen etwa ein Drittel der produzierten Nahrungsmittel aus. Mit ihnen entstehen vermeidbare negative Auswirkungen auf die Umwelt (Jepsen et al., 2014; Kranert et al., 2012:1). Die Qualitätsanforderungen an Nahrungsmittel führen teilweise bereits zu höheren Belastungen während der Produktion selbst: So erhalten z.B. bestimmte Gemüsearten wie Brokkoli kurz vor der Ernte nochmals Stickstoffdüngergaben, die nur zu einem geringen Teil von den Pflanzen aufgenommen werden können, damit diese eine besonders dunkelgrüne Farbe ausbilden (SRU, 2015:378). Die gestiegenen Erwartungen der Verbraucher („makellos und billig“) sind mitverantwortlich für die „Abhängigkeit“ des konventionellen Pflanzenbaus von Maßnahmen wie der beschriebenen als auch vom chemischen Pflanzenschutz (UBA, 2016b:8).

Die pflanzenbaulichen Systeme wurden in den letzten 60 Jahren zunehmend spezialisiert und intensiviert (vgl. Kapitel 3.1). Der Anbau von Futterleguminosen hat über die Jahrzehnte konstant abgenommen (vgl. Abb. 3). Der Markt stimuliert eine Spezialisierung der Anbausysteme, weil nicht vermarktete Leistungen einer Diversifizierung keine ökonomischen Vorteile bringen (Zander et al., unveröffentlicht. In: Preissel et al., 2015:65).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Erzeuger in Deutschland aufgrund verschiedener Faktoren, wie der EU-Erweiterung sowie der Liberalisierung der Märkte, der Marktmacht von Abnehmern, technologischen Fortschritten sowie einer Überproduktion (z.B. Milch) einem steigenden Preisdruck ausgesetzt sind. Intensivierung, Rationalisierung und Spezialisierung sind Maßnahmen, um immer kostengünstiger zu produzieren, im Wettbewerb um Kostenführerschaft. Die Intensivierung und Spezialisierung im Ackerbau und in der Tierhaltung führt zu entsprechenden Umweltbelastungen (siehe Kapitel 3; Heißenhuber, 2015; SRU, 1985). Grundsätzlich bildet der Markt Belastungen der Produktion für Umwelt und Gesundheit nicht ab. Eine umweltverträglichere Anbauweise honoriert er nur teilweise, wie z.B. beim zertifizierten ökologischen Anbau (siehe Kapitel: Externe Kosten).

Die derzeitige, und zukünftig zu erwartende, steigende Nachfrage nach Agrargütern aufgrund einer wachsenden Weltbevölkerung, sich verändernden Konsumgewohnheiten (Nachfrage nach tierischen Produkten) und dem Anbau von Biomasse lässt eine weitere Intensivierung erwarten (Heißenhuber, 2015:309). Die Argumentation, dass die aktuell dominierende intensive Landwirtschaft in den Industrieländern für eine gesicherte Welternährung unabdingbar sei, ist wenig stichhaltig. Maßnahmen zur Ernährungssicherung in wohlhabenden Ländern sind zum Beispiel umfassend über die Reduktion von Abfällen sowie einer Anpassung des Fleischverbrauches gegeben. Auf dem afrikanischen Kontinent sind bei einem durchschnittlichen Ertrag von kaum mehr als 1 t/ha im Jahr (Albrecht, 2012) z.B. Ertragssteigerungen auf 3 t/ha im Jahr mit geringen Aufwendungen möglich.

4.3 Produktionstechnik

Die Produktionstechniken, die im Pflanzenbau angewandt werden, wirken sich verschiedenartig auf ihre Grundlagen Boden, Wasser, Luft sowie Flora und Fauna aus.

Die steigende Bodenerosion in den letzten 50 Jahren ist auf eine Reihe von Ursachen zurückzuführen. Dazu zählen: Flächenvergrößerungen ohne wasser-/windbremsende Saumstrukturen und Hindernisse, der verstärkte Anbau erosionsanfälliger Reihenkulturen (z.B. Mais, Winterweizen als erosionsfördernde Winterkultur), die Abnahme des Ackerfutterbaus, eine stärkere Intensität der Bewirtschaftung (Befahrung/Bodenbelastung) mit der Folge der geringeren Wasserinfiltration, eine zunehmend tiefwendende Bodenbearbeitung, eine tiefgreifende Entwässerung großer Ackerflächen und folglich überschneller Austrocknung der Bodenoberfläche (Frielinghaus et al., 2002:13 ff.). Die genannten produktionstechnischen Maßnahmen wirken sich dabei nicht nur negativ auf die Erosionshäufigkeit aus, sondern induzieren eine Vielzahl weiterer nachteiliger Umweltwirkungen. Mit der wachsenden Erosion steigen potenziell die Nährstoffausträge (Nährstoffverluste) aus dem Boden – und damit ein Verlust von fruchtbarem Oberboden – sowie die Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer (Frielinghaus et al., 2002:16). Durch die zunehmende Bodenverdichtung (u.a. aufgrund des Einsatzes schwererer Maschinen, die eine größere Flächenleistung aufweisen) werden zudem wesentliche Bodenfunktionen und die Bodenfruchtbarkeit eingeschränkt (Hamza, Anderson, 2005). Auch eine intensive Bearbeitung des Bodens wirkt sich negativ auf den Humusgehalt und damit auf die Bodenfruchtbarkeit aus (Jørgensen, 2016).

Mit dem Rückgang des Ackerfutterbaus (Klee/Klee-Mischgras, Luzerne) – dieser ist aus verschiedenen Gründen ökonomisch weniger rentabel (Zander et al., unveröffentlicht. In: Preissel et al., 2015:65) – werden vielfältige positive Wirkungen reduziert. Dazu zählen z.B. phytosanitäre und unkrautunterdrückende Wirkungen, Aufbau der Bodenfruchtbarkeit und andere (siehe Kapitel 5). Enge Fruchtfolgen mit Kulturarten wie Raps, Wintergetreide, ggf. Zuckerrüben und Kartoffeln sind aus ökonomischer Sicht für Betriebe sehr attraktiv. Die engen Fruchtfolgen führen jedoch zunehmend zu Pflanzenbauproblemen und stagnierenden oder negativen Ertragstrends. Die phytosanitären Probleme sowie der Unkrautdruck nehmen stark zu (Henne, 2018). Aufgrund der Spezialisierung und der oft räumlichen Trennung von Tierhaltungs- und Marktfruchtbetrieben werden mittlerweile nur noch 60 % der Äcker organisch gedüngt (Schultheiß et al., 2010). Die Folge sind u.a. der Rückgang an organischem Kohlenstoff in den Ackerböden – insbesondere, wenn dieser nicht durch andere alternative organische Dünger (Biokomposte) ersetzt wird (BMEL, 2018:31).

Zwar wirken sich größere landwirtschaftliche Schläge bis zu einer gewissen Schlaggröße hinsichtlich der Kostendegression vorteilhaft aus, z.B. durch eine optimierte Nutzung der Maschinen (Batáry et al., 2017; Herrmann, Papesch, 1996). Schlaggröße und damit die Randstrukturen haben jedoch einen wesentlichen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft (siehe Kapitel 3.2).

Neben dem Verlust von Ackerrandstrukturen und Landschaftselementen gilt der intensive Einsatz von Stickstoff (BMUB, BMEL, 2017:9) und von Pflanzenschutzmitteln als wesentliche Ursache für den Rückgang von Insekten, Blühpflanzen und Vogelarten in der Agrarlandschaft (UBA, 2018:41). Der Einsatz von Herbiziden (z.B. Glyphosat) ist zeit- und kostengünstig, schränkt jedoch die zeitliche Verfügbarkeit und Vielfalt des Blütenangebots ein, was mit dem beobachteten Rückgang an Blütenbestäubern ursächlich in Zusammenhang gebracht wird (UBA, 2018: 42). Gleichzeitig verringern Herbizide den Beikrautbesatz so effektiv, dass es zu einer fortschreitenden Verarmung der

Pflanzenwelt in der Agrarlandschaft kommt. Daraus ergeben sich indirekte Effekte auf schützenswerte Wildtiere wie z.B. Feldvögel (UBA, 2016:11).

Die Mechanisierung der Aussaat bzw. eine präzisere Sätechnik sind ein wichtiger Faktor für Ertragssteigerungen je Hektar Landwirtschaftsfläche (Kipps, 1970). Die dichteren Stände (Ausschattung) als auch optimierte, ertragreiche Sorten führen neben dem Herbizid-Einsatz dazu, dass es zu weniger Begleitflora innerhalb von Ackerflächen kommt (z.B., Drews et al., 2009). In der Grünlandnutzung haben sich wesentliche Änderungen aufgrund abnehmenden Rinderbestandes und einer intensivierten Milchproduktion ergeben. Durch die zunehmende Milchleistung der Kühe und die steigenden Anforderungen an die Futterqualität hat sich die Nutzung stärker von einer Weidenutzung hin zu einer Schnittnutzung entwickelt. Weiden und Wiesen werden häufiger gemäht und stärker gedüngt, mit wesentlichen Auswirkungen auf die Biodiversität dieser Flächen (BFN, 2017a:9; 2017b:19).

4.4 Forschung und Wissenskommunikation

Das beträchtliche Ausmaß der Umweltbelastungen, die durch die Landwirtschaft verursacht werden, lässt darauf schließen, dass im Bereich der (Agrar-)Forschung wesentliche Defizite in Bezug auf die Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Nutzung bestehen oder dass zumindest die Skalierung von Forschungsergebnissen in die breite Anwendung nicht funktioniert – trotz vieler Milliarden Euro, die in den letzten Jahrzehnten in die Agrarforschung investiert wurden.

Generell scheint auch in der Wissenschaft das Paradigma der Intensivierung zu dominieren, auch weil dies im gesamten Agrarsystem gefordert wird. „Sustainable Intensification“ verspricht hier zwar, dass Umweltbelange berücksichtigt werden (Garnett et al., 2013), doch bleiben Erfolge weit hinter den Erwartungen zurück. „Sustainable Intensification“ ist nicht das erste Schlagwort, welches eine umweltgerechtere Landwirtschaft verspricht, diese in der Praxis jedoch kaum sichtbar wird. Die hier dokumentierten Daten untermauern, dass von ökologischen Erfolgen früherer ökologisch betitelter Initiativen kaum die Rede sein kann. Vielmehr zeichnet sich der Trend ab, dass sich der ökologische Zustand der Agrarlandschaft seit mehr als 20 Jahren zunehmend verschärft (vgl. Heißenhuber, 2015; SRU, 1985). Ein spezifisches Beispiel für ein Defizit in der Agrarforschung ist die Forschung zu vielfältigen und auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Fruchtfolgen (vgl. Paulsen et al., 2016:337; Wilhelm, 2016:492). Deren multifaktorielle Bedeutung zur Förderung einer ökologischen Landwirtschaft bleibt bislang unberücksichtigt. Auch haben in der Forschung und Züchtung Körner- und Futterleguminosen, Zwischenfrüchte und Sommerweizen in den letzten Jahrzehnten kaum eine Rolle gespielt (Henne, 2018).

Neben der herkömmlichen Ressortforschung stellt sich die Frage nach einer Agrarforschung, die über Detailfragen einer „Beikrautregulierung“ hinausreicht. Agrarlandschaften mit ihren spezifischen Fragestellungen sind Teil des ländlichen Raumes und eng mit dessen Entwicklungen verknüpft (Landflucht, Arbeitsplatzverluste, Pendlerregionen u.a.m.). Es geht um Lösungsstrategien für ländliche Regionen insgesamt und die Frage, welche Art von Landnutzung in den jeweiligen Regionen für deren zukünftige Entwicklung förderlich ist. An solchen gesamtgesellschaftlichen Überlegungen richten sich in den städtischen Regionen Bebauungspläne oder der Straßenbau. Die Frage, welche Aufgaben die Landwirtschaft für eine Region einnehmen kann, wird bislang nicht als gesamtgesellschaftliche Aufgabe verstanden. Auch werden die engen Verbindungen zwischen Landwirtschaft, Lebensmittelqualität und Erholungsraum nicht erkannt.

Forschung folgt den Logiken der Wissenschaftsgemeinschaft. Dass diese allein nicht immer zielführend sein mögen, wurde im Rahmen der transdisziplinären Forschung aufgegriffen, indem der Perspektive der Stakeholder ein bedeutender Stellenwert im Forschungsprozess zugewiesen wird. Aus Kreisen des ökologischen Landbaus besteht die Forderung nach einer Forschungsevaluierung, die Stakeholder involviert und bei der über innerwissenschaftliche Indikatoren zur Bewertung einer Forschung hinausgegangen wird. Damit soll die Forschung stärker auf Praxisrelevanz und Nachhaltigkeit ausgerichtet werden (Wolf, Heß, 2015). Eine veränderte Evaluierungskultur sollte Kriterien wie Interaktionen mit der Praxis und Publikationen für sie, Verwertbarkeit und Anwendung von Ergebnissen, Gerechtigkeit, ökologische und soziale Nachhaltigkeit beinhalten (vgl. ebd., 2015) und somit die Wissensintegration von Forschung und Praxis fördern. Die Forschung benötigt so eine holistische Herangehensweise, gerade auch um der Komplexität der Probleme gerecht zu werden (vgl. Vanloqueren, Baret, 2009).

5 KONZEPTE EINER ACKERBAULICHEN ÖKOLOGISIERUNG

Die Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft wurden in den vorangegangenen Kapiteln umfassend beschrieben. Doch wie können sie maßgeblich reduziert werden? Nach einleitenden konzeptionellen Überlegungen und Prämissen werden in diesem Kapitel zur Verfügung stehende Anpassungsmaßnahmen dargestellt.

5.1 Konzeptionelle Überlegungen und Prämissen

In diesem Abschnitt wird der Stand des Wissens über das Potenzial zur nachhaltigen Minderung von Umweltbelastungen zusammengefasst.

Hinsichtlich der Ökologisierung von landwirtschaftlichen Betrieben bzw. Nutzungsformen werden, speziell mit Blick auf die Artenvielfalt, zwei verschiedene Ansätze unterschieden. Der **integrative Ansatz** enthält Maßnahmen, die sich auf die gesamte Nutzfläche beziehen, wie z.B. ein geringerer oder kein Einsatz von PSM, Herbiziden, Düngemitteln oder ein ausgeweiteter Fruchtfolgezyklus, die Anlage von Untersaaten und das Beibehalten von Stoppelbrachen, aber auch von Blüh- und Brachstreifen zur Förderung von Nützlingen. Die in dieser Studie beschriebenen Maßnahmen können somit dem integrativen Ansatz zugeordnet werden. Der **segregative Ansatz** verfolgt Maßnahmen, die auf einem Teil der Betriebsfläche durchgeführt werden, auf der dann die landwirtschaftliche Nutzung in den Hintergrund tritt (Hötker, Leuschner, 2014:37), wie z.B. Brachwiesen entlang Fließgewässern oder die Herausnahme von zur Versumpfung neigenden Flächen, die vorab als Wirtschaftsgrünland genutzt wurden.¹² Als drittes Verfahren ist von einer Kombination beider Zugänge zu sprechen: Dieser **integrativ-segregative Ansatz** ist insofern relevant, da sich die zu erreichenden Ziele zwischen integrativem und segregativem Ansatz deutlich unterscheiden können.

¹² Welche Art von Ansatz für die Förderung der Biodiversität am besten geeignet ist, im Englischen auch „land-sparing vs. land-sharing“, wird intensiv diskutiert (siehe z.B. Fischer et al., 2014; Kremen, 2015).

5.2 Pflanzenbauliche Steuerungsmaßnahmen im Ackerbau

5.2.1 Fruchtfolge

Die Fruchtfolge ist ein zentrales Element, das den Betriebsmitteleinsatz und damit die möglichen Umweltwirkungen wesentlich mitbestimmt (Freyer, 2003a:14). Die Fruchtfolge kann in einer Weise gestaltet werden, dass phytosanitäre Probleme so weit als möglich vermieden, der Beikrautdruck verringert wird und eine optimale Nährstoffnutzung von Düngemitteln, Nährstoffe mobilisiert sowie die Nährstoffe aus dem Unterboden akquiriert. Darüber hinaus kann die Fruchtfolge dazu beitragen, Schadverdichtungen und Bodenerosion zu vermeiden als auch einen stabilen bzw. steigenden Humusgehalt zu erreichen. Hierfür benötigt es einen optimalen Wechsel von Halm- und Blattfrüchten, von Winterungen- und Sommerungen, Tief- und Flachwurzlern, von Humus- bzw. Stickstoffmehrern und -zehrern (vgl. Freyer, 2003a; Pallutt, 2000; Paulsen et al., 2016; Schnug, Haneklaus, 2002). Richtwerte dazu sind in Standardwerken zu Fruchtfolgen hinlänglich publiziert. Mit einer ausgewogen gestalteten Fruchtfolge lassen sich Ertragssteigerungen erzielen und auch eine hohe Ertragsstabilität erreichen (vgl. Freyer, 2003).

Bodenfruchtbarkeit (Humusaufbau, Bodenstruktur etc.)

Eines der wesentlichen Ziele einer Fruchtfolge ist der Humuserhalt bzw. -aufbau. Der Humusgehalt ist ein entscheidender Faktor für die Bodenfruchtbarkeit (z.B. Jörgensen, 2016:299). Mit dem Humusaufbau werden die Verfügbarkeit an Nährstoffen für die Kulturpflanzen, die Wasserinfiltration sowie die Fähigkeit des Bodens, Wasser zu halten, gefördert (Schnug, Haneklaus, 2002). Insbesondere im Hinblick auf den Klimawandel erlangen die letzteren Punkte zunehmende Bedeutung. Des Weiteren werden mit höheren Humusgehalten die Erosivität des Bodens und die Gefahr für Bodenverdichtungen vermindert (Guerra, 1994). Für den Humuserhalt bzw. -aufbau muss die richtige Zusammensetzung von humuszehrenden und -mehrenden Kulturarten in der Fruchtfolge beachtet werden. Kohlenstoffreiche Kulturarten mit hoher Wurzelmasse (z.B. Klee- oder Luzernegras) spielen hierbei eine besondere Rolle (Kasper et al., 2015) und sollten mit einem Minimum von 10 % in der Fruchtfolge vertreten sein (Freyer, 2003). Je nach Ertragsniveau führt der Anbau von Klee-Gras zum Aufbau von Humus und einer Bindung von Kohlenstoff von etwa 500 bis 1000 kg C ha/a (Hülsbergen, Schmid, 2008).

Antiphytopathogenes Potenzial und Unkraut-/Beikrautmanagement

Das Ziel sollte es sein, durch die Fruchtfolge und das Bewirtschaftungsmanagement das anti-phytopathogene Potenzial und die biologische Aktivität der Böden zu fördern. Zum Beispiel können Regenwürmer Schimmelpilz-Erreger wie *Fusarium oxysporum* wesentlich reduzieren (siehe Paulsen et al., 2016:349). Insbesondere stickstoffreiches Pflanzenmaterial von Leguminosen erhöht die Aktivität und Dichte der Bodenfauna (vgl. Everwand et al., 2017:59). Die Integration von Futterpflanzen (Klee/Luzerne) kann das Auftreten von Getreidefußkrankheiten und Nematoden des Getreide-, Rüben- und Kartoffelanbaus deutlich reduzieren (Kolbe, 2006:21). Der Einsatz von organischen Düngern generell (z.B. Komposte, Pferde- und Stallmist) fördert die mikrobielle Besiedlung des Bodens. Sie kann durch eine krankheitsunterdrückende Wirkung dazu beitragen, Populationen schädigender Organismen zu stabilisieren (Böhm et al., 2014; Ghorbani et al., 2008; Hirling, 1974; Jannoura et al., 2014; Paulsen et al., 2016; Weller et al., 2002). Durch die Konkurrenz um Nährstoffe führt eine höhere mikrobielle Vielfalt im Boden (durch Erhöhung der organischen Masse im Boden) zu einer Reduktion von Erregern (Ghorbani et al., 2008).

Das Vorkommen bodenbürtiger (über den Boden übertragbarer) Schaderreger kann mit dem Einhalten von Vorfruchtregeln, Vorgaben für Gesamtanteile und Abfolgen von Fruchtarten bzw. Pflanzenfamilien gemindert werden. Hierbei spielen insbesondere Zwischenfrüchte eine wichtige Rolle. Bodenbürtige und saprophytisch überlebende Erreger können dadurch reduziert werden, dass die Anbaupausen der Wirtspflanzen eingehalten werden (Paulsen et al., 2016:345 ff.). Klee- und Luzernegras spielen eine entscheidende Rolle als Sanierungs- und Gesundungsfrüchte, um die Pflanzengesundheit zu fördern und den Schädlings- und Unkrautdruck zu vermindern (vgl. Böhm, 2014; Freyer, 2003a; Kolbe, 2008).

Vielfältige Fruchtfolgen wirken aufgrund verschiedener Faktoren zudem unkrautunterdrückend, wie z.B. unterschiedliche Ansprüche der Kulturpflanzen hinsichtlich Wasser, Nährstoffe, Temperatur oder aufgrund allelopathischer Wirkungen, abwechselnder Bearbeitungs- und Saatzeiten, mechanischer Zerstörung von Unkräutern durch Feldfutterbau etc. (z.B., Böhm, 2014; Liebman, Dyck, 1993). Die Fruchtfolge bildet den wichtigsten Einzelfaktor bei den indirekten Maßnahmen zur Unkrautbekämpfung bzw. -unterdrückung, wobei die Wirkung durch den jährlichen Wechsel von Blatt- und Halmfrüchten am stärksten ausfällt (Pallutt, 2000).

Nährstoffkreislauf

Leguminosen und insbesondere die Futterleguminosen Klee und Luzerne sind zentrale Fruchtfolgeglieder für die symbiontische Stickstoff (N)-Fixierung (Paulsen et al., 2016:339 ff.), da diese Kulturen besonders hohe N-Fixierleistungen aufweisen (Freyer, 2003a:33 ff.). Der Einsatz von chemisch-synthetisch hergestellten Stickstoffdüngern kann durch den Anbau dieser Pflanzengruppe reduziert oder mit entsprechenden Anforderungen an das Management auch ersetzt werden. Zudem kann der Anteil von „erneuerbarem Stickstoff“ durch biologische Fixierung erhöht (Foley et al., 2011; Iannetta et al., 2016; Seufert et al., 2012) und die Verluste von reaktivem N können teilweise verringert werden, wenn auch die Forschungsergebnisse diesbezüglich nicht eindeutig sind (Crews, Peoples, 2004; Drinkwater et al., 1998; Iannetta et al., 2016; Reckling et al., 2016). Im Landbausystem „Ökologischer Landbau“, bei dem Leguminosen die Hauptquelle von Stickstoff darstellen, werden pro Fläche zwischen 14 bis 31 % weniger Lachgas (NO₂) emittiert und circa 30 % weniger Nitrat ausgewaschen (Meemken, Qaim, 2018; Mondelaers et al., 2009; Tuomisto et al., 2012). Kein bzw. ein geringerer Einsatz von chemisch-synthetischen Stickstoffdüngern hat grundsätzlich das Potenzial, den Austrag von Nährstoffen zu verringern (Benoit et al., 2014; Lori et al., 2017; Niggli, 2015), stellt jedoch höhere Anforderungen an das Management. Teilweise kann der Nährstoffaustrag aufgrund natürlicher Gegebenheiten gar nicht gesteuert werden (Paulsen et al., 2016:345). Doch ist auch beim Anbau von Leguminosen darauf zu achten, dass es insbesondere nach Umbrüchen und beim Mulchen von Klee gras im viehlosen Ackerbau zu einer verminderten Stickstofffixierungsleistung der Knöllchenbakterien und hohen Lachgas-Emissionen kommen kann (Helmert et al., 2004). Der Anbau von Zwischenfrüchten oder der späte Umbruch im Herbst kann aufgrund der niedrigeren Temperaturen und der damit verringerten Mineralisierung Abhilfe schaffen.

Mehrjährige Pflanzen (z.B. Luzerne) mit tiefem Wurzelwachstum schließen Nährstoffe aus tieferen Bodenschichten auf (Freyer, 2003a:131). In einer Studie zur Diversifizierung von Pflanzenbausystemen konnten Davis et al. (2012) beispielhaft zeigen, dass mit geringfügigen Änderungen der Fruchtfolge bzw. der Integration von Klee und/oder Luzerne der Einsatz von chemisch-synthetischem Stickstoff, der Herbizid- und Energieeinsatz und in Folge die Einträge in das

Grundwasser stark reduziert werden können. Neben der Fixierung von Luftstickstoff können Leguminosen Nährstoffe wie Phosphor und Kalium mobilisieren und somit die Bodenfruchtbarkeit erhöhen. Davon können auch die Nachfrüchte profitieren (Paulsen et al., 2016:351 ff.). Die Ausbildung von Mykorrhizapilzen ist hierbei ein weiterer Faktor, mit positiven Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung (z.B., Köpke, Nemecek, 2010).

Zwischenfrüchte, Gemenge und Untersaaten

Der Mischfrucht-/Gemenge- (z.B. Sorten und Artenmischungen) und der Zwischenfruchtanbau sind wichtige Teilstrategien einer Fruchtfolge, um verschiedene Ziele wie z.B. Bodenbedeckung und Erosionsschutz, Humusaufbau und Bodenstrukturverbesserung, Wasserhaltefähigkeit sowie die Unkrautunterdrückung und Abwehr von Krankheiten und Schädlingen zu erreichen (z.B., Böhm, 2014; Freyer, 2003a; Paulsen et al., 2016). Des Weiteren bieten sich Möglichkeiten, um Stickstoffverluste aus legumen Zwischenfrüchten zu vermeiden, wenn diese im Mischfruchtanbau mit nicht legumen Kulturen angebaut werden (Paulsen et al., 2016:350). Beim Anbau von Gemüsekulturen, die anfällig für eine Verunkrautung sind (z.B. Karotten, Zwiebeln und Lauch) kann mit einem Mischfruchtanbau der Unkrautdruck reduziert werden (Bastiaans et al., 2007). Der Anbau von Zwischenfrüchten ist eine wirksame Maßnahme, um den C_{org} -Gehalt im Boden zu erhöhen (Jacobs et al., 2018:193). Die Integration von Zwischenfrüchten ist jedoch von den angebauten Kulturarten abhängig. Vor dem Anbau von Winterkulturen und spät räumenden Hauptfrüchten ist eine Etablierung meist nicht möglich (ebd.:193).

Mit der Anlage von Untersaaten können ebenfalls mehrere Ziele zum Schutz der natürlichen Ressourcen erreicht werden (Herzog, Pffiffner, 2016:617). Ein prominentes Beispiel ist die Kombination von Getreide und Kleeuntersaaten oder Körnerleguminosen. Abiotische Ressourcen wie Boden und Wasser werden besser genutzt, die Ertragsstabilität wird erhöht, externe Betriebsmittel (Bedoussac et al., 2015) sowie der Schädlings- und Krankheitsbefall können reduziert werden (Brooker et al., 2015). Für die Anlage von Untersaaten ist ein ausreichender Niederschlag nach dem Säen für die Etablierung wichtig (Paulsen et al., 2016:344).

Vielfältige Flora und Fauna

Mit der Gestaltung der Fruchtfolgen wird die Feldflur als Lebensraum für Flora und Fauna wesentlich beeinflusst. Eine abwechslungsreiche Fruchtfolge erhöht die strukturelle Vielfalt auf Habitat- und Landschaftsebene und in der Folge potenzielle Nist-, Nahrungs- und Überwinterungshabitate (Schindler, Schumacher, 2007:30) und fördert eine vielgestaltigere Ackerbegleitflora (ebd.:33). Die Kulturpflanzen wirken auf den Lebensraum Acker durch mikroklimatische Faktoren, die Boden- und Vegetationsstruktur. Die Wild- und Kulturpflanzen dienen außerdem als Nahrungsbasis für viele Insekten (z.B. Blütenbestäuber und phytophage Arten) (ebd.:21).

Wildbienen und Schwebfliegen sind hierbei wichtige Artengruppen blütenbesuchender Insekten aufgrund ihrer funktionalen Bedeutung (z.B. Sommaggio 1999, Corbet 2000). Bodenbewohnende Gliederfüßler wie zum Beispiel Spinnen und Laufkäfer sind ebenfalls funktional bedeutsame (Prädatoren-)Gruppen in Agrarökosystemen. Aufgrund ihrer spezifischen Ansprüche sind sie wichtige Indikatororganismen, die den Zustand eines Ökosystems anzeigen (Schindler, Schumacher, 2007:16). Die Artengruppen der Spinnen und Laufkäfer profitieren besonders von Bewirtschaftungspausen. Anbaupausen fördern generell eine besonders vielfältige Fauna (ebd.:18). Dagegen wirkt sich die

Monotonisierung bei den Anbaufrüchten, die zu Einheitshabitaten und wenig Strukturangebot führt, negativ auf den Lebensraum dieser Arten aus (vgl. ebd.:18).

Der Anbau von vielfältigen Kulturarten und Varietäten wirkt sich positiv auf die Insektenvielfalt aus, weil diversere Boden- und Vegetationsstrukturen geschaffen werden und bei der Verwendung verschiedener Blütenpflanzen auch das Nahrungsangebot erhöht wird. Unterschiedliche Blütenpflanzen sorgen auch für vielfältigere Blüheigenschaften und diese wirken sich wiederum positiv auf die Vielfalt der Insekten aus (Schindler, Schumacher, 2007:29). Insbesondere ist ein höherer Anteil an Leguminosen hervorzuheben (Everwand et al., 2017:55 ff.). Allerdings ist Klee gras günstiger einzustufen als Ackerbohnen und Erbsen, weil bei diesen der Blütenbau nicht für alle Blütenbesucher als Pollen- und Nektarquelle nutzbar ist (Schindler, Schumacher, 2007:32). Der Anbau von Zwischenfrüchten und Futterleguminosen führt zu einer besseren Humusbilanz und somit u.a. zu einer Förderung der Bodenfauna (Köpke, 2016:593). Eine vielfältigere Bodenfauna wiederum verbessert das Nahrungsangebot für in der obersten Bodenschicht lebende, räuberische Arten, wie z.B. Laufkäfer und Spinnen (Schindler, Schumacher, 2007:33).

Die Anlage von Untersaaten im Getreide oder Getreide-Leguminosen-Gemische erhöhen die Strukturvielfalt in einem Bestand und zeigen insbesondere auf Bodenarthropoden (bodenbewohnende Gliederfüßer) eine positive Wirkung (ebd.:17 ff., 29).

Auch der Zeitpunkt der Aussaat spielt für viele Arten eine wichtige Rolle: Die Frühjahrssaat von Feldfrüchten wirkt sich positiv auf die Lebensräume wirbelloser Arten aus. Die Herbstsaat dagegen führt, im Gegensatz zu z.B. überwinterndem Zwischenfruchtanbau oder einer Brache, zu einem Verlust der strukturellen Vielfalt auf Vegetations- und Habitatniveau sowie zu einer dichten und hohen Vegetation zu Beginn des Frühjahrs. Die Folgen sind der Verlust von Strukturen für überwinternde Arten, Mangel an Pflanzen für Pflanzenfresser, geringe Durchgängigkeit der Bestände und ein ungeeignetes Mikroklima für wärmeliebende Arten (ebd.:30). Die Verwendung von Frühjahrssaaten in der Fruchtfolge bietet hingegen Nistgelegenheiten für spät nistende Vogelarten bzw. für Zweit-, Dritt- und Ersatzbruten (Hötter, Leuschner, 2014:58). Viele Feldvögel wie Feldlerche, Grauammer und Schafstelze können in der Folge in Sommerfrüchten mehr Nachwuchs erfolgreich durchbringen als in den meisten Wintergetreiden (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:28). Ein hoher Anteil an Feldfutter-Leguminosen in der Fruchtfolge bietet besonders den Feldvögeln ein gutes Nistangebot, da viele Arten ihre Nester bevorzugt unter gut deckenden, zweikeimblättrigen Pflanzen anlegen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:24).

Insbesondere die Integration von Klee gras in die Fruchtfolge birgt ein hohes ökologisches Potenzial. Die Zusammensetzung des Klee grasses mit verschiedenen Kulturarten führt zu einer günstigen Vegetationsstruktur für wildlebende Tiere. Im Vergleich zu anderen Feldfrüchten finden sich viele Tierarten in überdurchschnittlich großer Zahl im Klee gras. Für Feldvögel ergeben sich geeignete Landeplätze, Bewegungs- und Sichtmöglichkeiten am Boden. Insbesondere bei mehrjährigem Anbau können sich Mäuse- und Kleinsäugerpopulationen aufbauen, die wiederum im Klee gras für Schleiereule, Mäusebussard, Rotmilan und Schreiadler eine gut erreichbare Nahrungsgrundlage darstellen. Die weichen und dünnen Stängel ohne Reihencharakter bieten wenig mobilen Jungtieren von Feldhasen, Feldvögeln und Amphibien eine gute Fortbewegungsmöglichkeit am Boden sowie bodennahe Deckung. Arten wie Rebhuhn, Grauammer und Feldhase finden in den Gemengen auch

im Winter ausreichend Deckung und Nahrung. Wenn Klee als auch Luzerne zur Blüte kommen können, erhöht das die Artenzahlen und Biomasse von Insekten, wie z.B. Tagfaltern, die wiederum den Feldvögeln als Nahrungsgrundlage dienen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:24). An die Brutzeiten angepasste Schnitt- oder Mulchtermine ermöglichen die gesicherte Vermehrung von z.B. Feldlerche und Grauammer (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008; Walter et al., 2007).

Eine Vielzahl von Tierspezies und Ackerwildkrautarten entwickeln sich positiv, wenn Fruchtarten bzw. Sorten angebaut werden, die eine relativ niedrige Wuchshöhe aufweisen und keine dichten, homogenen Bestände bilden. Die Einbindung von Sommergetreide und Körnerleguminosen in der Fruchtfolge ist hierbei als positiv zu bewerten, weil die Pflanzenbestände bis Ende Mai meist keine Wuchshöhe von mehr als 40 cm erreichen sowie Deckungsgrade um die 40 % aufweisen. Wintergetreide erreichen häufig bereits früh im Jahr Höhen von mehr als 40 cm und Deckungsgrade über 50 %. Der Anbau von Gemengen ist als günstig hervorzuheben, denn diese bilden eine abwechslungsreiche Struktur aus und werden deshalb oft reich besiedelt (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:28).

Ein weiterer Aspekt im Hinblick auf die Artenvielfalt ist die Verteilung der Fruchtarten auf die Schläge. Wenn benachbarte Schläge mit Kulturen unterschiedlicher Vegetationsverläufe und Bearbeitungszeiten bestellt werden, haben verschiedene Tierarten die Möglichkeit auszuweichen. Schlaggrößen von maximal 20 bis 30 Hektar, die ökonomisch kaum negative Effekte aufweisen, lassen die Tierarten die Distanzen zwischen den Fruchtarten überwinden (ebd.: Anlage M20), wenn auch andere Autoren für eine maximale Schlaggröße von zehn Hektar oder weniger plädieren (Rodríguez, Wiegand, 2009; SRU, 1985:319).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass eine standortangepasste und mit vielfältigen Kulturarten gestaltete Fruchtfolge, inklusive der Anwendung von Zwischenfrucht-, Untersaat- und Mischfruchtanbau, ein zentrales Element darstellt, um die Umweltziele zu erreichen. Insbesondere ein höherer Anteil von Futterleguminosen – und speziell von Klee gras und Luzerne – ist hierbei hervorzuheben. Das Landschaftsbild wird bereichert und der Lebensraum für Flora und Fauna wird stark aufgewertet und verbessert. Die Forschung zum Themenkomplex der Fruchtfolgegestaltung muss zukünftig ausgebaut werden, um die Potenziale und Möglichkeiten von vielfältigen Fruchtfolgen maximal auszuschöpfen (vgl. Paulsen et al., 2016).

5.2.2 Flächengröße und Begleitstrukturen¹³

Für die Förderung der Biodiversität ist es notwendig, dass Biotope in der Landschaft erhalten und diese durch kleinflächige, punkt- und linienförmige, naturbetonte Biotope miteinander verbunden werden, sodass übergreifende biotische Zusammenhänge hergestellt werden können (vgl. UBA, 2015:246), insbesondere in Hohertragsanbauregionen (Hampicke, 2013:54). Die räumliche Verteilung, Größe und Verbindung von Biotopen spielen eine wesentliche Rolle für die Dynamik von Pflanzen- und Tierpopulationen, wie z.B. die Migration und Kolonisierung (vgl. Baessler, Klotz, 2006). Aus diesem Grund sind nicht nur die Qualität und die Quantität der folgend kurz vorgestellten Begleitstrukturen von hoher Relevanz, sondern die Einbeziehung und Planung der gesamten Landschaftsstruktur in der Agrarlandschaft (Landis, 2017).

Die Arten- und Biotopvielfalt wird über den Erhalt, die Anlage und Pflege von Begleitstrukturen unterstützt. Neben einer höheren Artenvielfalt sind wesentliche Ziele, die Kulturlandschaft zu gestalten, Nützlinge zu fördern und unerwünschte Belastungen der Agrarökosysteme (z.B. Erosion, Stoffeinträge in nicht-agrarische Ökosysteme) zu vermeiden (Freyer, 2003b). Begleitstrukturen zu schaffen, beinhaltet zum Beispiel ein- bis mehrjährige Klee grasbestände, Dauerbrachen, Rotationsbrachen, besonders extensive Fruchtfolgen und Bewirtschaftungsmaßnahmen, Ackerschonstreifen, Buntbrachestreifen, Krautsäume, Gehölze, Gewässerrandstreifen, Steinwälle, Hecken etc. (siehe z.B., Fuchs, Stein-Bachinger, 2008; Hötker, Leuschner, 2014; Neumann, Dierking, 2014; Oppermann et al., 2008; Projekt-F.R.A.N.Z.).

Brach- oder Stilllegungsflächen und Blühstreifen

Einer Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten bieten Brach- oder Stilllegungsflächen Lebens- und Rückzugsraum sowie für viele Tierarten eine wichtige Nahrungsquelle. Es gibt zwei verschiedene Varianten, die eine hohe Biodiversitätsleistung aufweisen. Bei der Einsaatbrache werden gezielt unterschiedliche, angepasste Einsaatmischungen ausgesät, die u.a. das Samenpotenzial von „Un“kräutern vermindern und darüber hinaus ein hohes Blütenangebot für Insekten liefern. Eine zweite Variante ist die spontane Selbstbegrünung einer Brachfläche, die sich besonders bei einem hohen Vorkommen von seltenen Ackerwildkräutern anbietet (Landwirtschaftskammer NRW). Neben Ackerwildkräutern und Insekten werden weitere Arten der offenen Feldflur gefördert wie z.B. Feldhase und kleine Säugetiere, die Nahrung und Deckung finden, wobei Letztere eingesäte Grünbrachen bevorzugen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008; Oppermann et al., 2008). Durch spontan begrünte als auch durch eingesäte Brachflächen werden typische Brutvogelarten gefördert, insbesondere auf mehrjährigen Brachflächen (Oppermann et al., 2008). Auf den Brachflächen sollte keine landwirtschaftliche Produktion erfolgen, d.h. keine Düngung oder Pflanzenschutzmittel angewendet werden und in der Regel keine pflanzliche Biomasse abgeführt werden (Landwirtschaftskammer NRW). Insgesamt gibt es jedoch Unterschiede hinsichtlich der Artenvielfalt bei den beiden Varianten von Brachen: Auf selbstbegrünten Flächen ist der positive Effekt auf die Biodiversität nach einer Metaanalyse von 127 Studien um 59 % höher als auf eingesäten Flächen (Van Buskirk, Willi, 2004).

¹³ Es gibt vielfältige Maßnahmen für die Schaffung oder die Pflege von Begleitstrukturen oder auch sogenannten ökologischen Ausgleichsflächen. Die Maßnahmen sind im Detail immer an die bestehenden naturräumlichen Gegebenheiten und die betrieblichen Voraussetzungen anzupassen und abzuwägen.

Auch mit der Anlage von Blühstreifen oder Blühflächen kann die Artenvielfalt gezielt gefördert werden. Bestäuber und Nützlinge sind hierbei eine Zielgruppe, die wesentliche Ökosystem-Dienstleistungen erbringen (Herzog, Pfiffner, 2016:619). Blühstreifen mit speziellen Blühmischungen bieten Honig und nicht spezialisierten Wildbienen und Hummeln besonders in der trachtarmen Zeit Nektar und Pollen. Darüber hinaus wirken sie sich positiv auf landwirtschaftliche Nützlinge wie Raubwanzen und Schwebfliegen aus (Ramseier et al., 2016). Tschumi et al. (2015) konnten im Fall von Winterweizen zeigen, dass mit der Anlage von Blühstreifen und der damit einhergehenden Förderung von Nützlingen, Populationen von Schaderregern unter die Schadschwelle gedrückt werden können. Dadurch können Insektizide eingespart und Erträge gesteigert werden. Um einen größtmöglichen Nutzen hinsichtlich der Nützlingsförderung für die angrenzenden Flächen zu erreichen, können Blüh- und Buntbrachestreifen gezielt zwischen den Fruchtfolgeflächen platziert werden. (Freyer, 2003a:185).

Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen dienen dem Schutz von Oberflächengewässern vor Schadstoff- und Nährstoffeinträgen und sollen somit deren ökologischen Funktionen wie Wasserspeicher oder Rückzugsraum für Tiere und Pflanzen aufrechterhalten. Insbesondere die Gewässerrandstreifen an Fließgewässern stellen für Tiere wichtige Zugkorridore dar, die ansonsten häufig in der Kulturlandschaft durch Straßen durchbrochen sind. Für die Gewässerrandstreifen gelten besondere Einschränkungen bei der Bewirtschaftung. So darf beispielsweise Grünland nicht in Ackerland umgewandelt werden, die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln und Dünger in einem bestimmten Abstand ist untersagt und die Entfernung von Sträuchern und Bäumen aus diesen Zonen ist verboten. Gesetzlich sind die Gewässerrandstreifen im Wasserhaushaltsgesetz verankert, können aber von den zuständigen Behörden regionsspezifisch angepasst werden. Um die für Umwelt- und Naturschutz so wichtigen Funktionen der Gewässerrandstreifen zu erhalten, setzt sich der WWF für eine bundesweit einheitliche Festlegung einer Breite von 10 Metern, mit dem Verbot der Ausbringung von Düngern und Pestiziden ein. Für Landwirte besteht die Möglichkeit, die Gewässerrandstreifen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen zu erweitern, beispielsweise durch Blühstreifen.

Extensive Acker(rand)streifen

Extensive Ackerrandstreifen können durch verschiedene Maßnahmen charakterisiert sein, wie z.B. der Ansaat von Getreide in doppeltem Reihenabstand, dem Belassen einer Stoppel- oder Schwarzbrache oder der Einsaat von Wildkräutern (siehe Blühstreifen) (vgl. Oppermann et al., 2008:16). Überwinternde Stoppelfelder sind für viele (überwinternde) Tierarten aufgrund des Deckungs- und Nahrungsangebots vorteilhaft als auch für spätblühende, konkurrenzschwache Ackerwildkräuter. Diese Maßnahme kann arbeitswirtschaftlich von Vorteil sein, jedoch Ertragseinbußen im Folgejahr bedeuten sowie Problemunkräuter bevorteilen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:80).

Die reduzierte Einsaat der Kulturfrucht ist eine Maßnahme, bei der die Saatmenge um 30 bis 50 % reduziert und auf Pflanzenschutzmittel sowie Herbizide verzichtet wird (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:M9). Das Ziel ist es, durch einen lichterem Bestand Lebensraum für verschiedene Tier- und Ackerwildkrautarten zu schaffen. Der Ackerwildkrautschutz ist prädestiniert für ärmere Standorte: Da diese Flächen ertragsärmer sind, fallen auch geringere Kosten für den Schutz an (Geisbauer, Hampicke, 2012). Auf Hohertragsstandorten fallen dementsprechend höhere Kosten an,

vornehmlich weil auf hohe Erträge verzichtet wird. Gleichzeitig sind die Erfolgsaussichten geringer bzw. es muss langfristiger geplant werden, da auf diesen Standorten meist seit Jahrzehnten Herbizide eingesetzt wurden, sodass es keine aktive Diasporenbank mehr im Boden gibt. Es besteht die Gefahr der Vermehrung nicht schutzwürdiger „Problemunkräuter“ (Ulrich Hampicke, 2013:104).

Extensive Ackerrandstreifen können auf besseren Standorten (Ackerzahl >30) mit Gräser-Kräuter-Mischungen auf einer Breite von drei bis zehn Metern im Frühjahr oder im Herbst in ein feinkrümeliges Saatbett eingesät werden. Die Nutzung kann ein- oder zweischurig erfolgen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:M15). Auf trockenen Magerstandorten (Ackerzahl <30) ist eine Einsaat nicht erforderlich (ebd.:M16).

Fallstudien haben gezeigt, dass extensivierte Ackerstreifen im Mittel (teilweise sehr starke) Zunahmen der Arten- bzw. Individuenzahlen aufweisen, wobei die jeweilige Höhe von Faktoren wie Organismengruppe, Streifentyp und Jahreszeit abhängig sind (Oppermann et al., 2008:17). Für die Förderung von speziellen Arten können zum Beispiel Feldlerchenfenster, Kiebitzinseln und Rohbodenhabitate, z.B. in Wintergetreide, Winterraps und Mais, angelegt werden. Im Bestand werden pro Hektar zwei Parzellen (Felderchenfenster) mit 20 bis 40 m² Größe angelegt. Die Fenster dienen Feldlerchen und auch anderen Feldvögeln als Landeplatz, wobei mögliche Brutplätze im umgebenden Feld gesucht werden (Projekt-F.R.A.N.Z.; Sudfeldt et al., 2013).

Landschaftselemente

Landschaftselemente tragen wesentlich zur Heterogenität einer Landschaft und somit zur Artenvielfalt bei (Batáry et al., 2017; Hass et al., 2018). Sie umfassen Hecken, Gebüsche, Feldgehölze, Baumreihen, Waldränder, Gräben, Böschungen, Säume, Ruderalstellen, Brachen, Feldwege, Lesesteinhaufen, Feldsölle, Nassstellen, Trocken- und Magerrasen auf Hügelkuppen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:32). Die mit den Landschaftselementen verbundenen Habitate bieten für viele Tiere wichtige Teillebensräume für Fortpflanzung, als Nahrungsquellen, als Wind- und Sonnenschutz gegen Austrocknung, als Überwinterungsplatz oder als Rückzugsraum und Schutz, wenn die Äcker z.B. nach der Ernte oder Mahd als Lebensraum ungeeignet sind. Darüber hinaus kommen viele Pflanzenarten nur in Landschaftselementen vor (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:32). Die Zusammensetzung der Landschaft und der darin befindlichen halb natürlichen Habitate hat einen wesentlichen Einfluss auf die Artenvielfalt und damit auf Populationen von Nützlingen und Schaderregern (vgl. Bianchi et al., 2006; Tschardt et al., 2005; Veres et al., 2013). Insbesondere Heckenstrukturen weisen ein sehr hohes Potenzial auf, Schadpopulationen natürlich zu regulieren (Schmelz, 2001:118 ff.).¹⁴

Agroforstsysteme

Hecken und Gehölze können auch als sogenanntes Agroforstsystem angelegt sein und somit neben indirekten (Ökosystem-Dienstleistungen) auch direkten (Verkauf von Nutzholz und Früchten) wirtschaftlichen Zielen dienen. Bei einem Agroforstsystem¹⁵ handelt es sich um Mischkulturen, d.h.

¹⁴ Abgesehen vom ökologischen Mehrwert wirken sich vielfältige Landschaftselemente und eine heterogene Landschaft stark positiv auf das Landschaftsbild und damit den Erholungswert aus. Die Bewertung einer Landschaft fällt im Allgemeinen umso positiver aus, „je mehr (visuell) deutlich unterscheidbare Elemente“ eine Landschaft enthält, d.h. je vielfältiger ein landschaftlicher Bereich in ästhetischer Hinsicht ist (Nohl, 1993:9).

¹⁵ Agroforstsysteme können durch die Kombination von Pflanzen mit verschiedenen Wuchsformen potenziell eine höhere Produktivität erzielen. Licht, Wasser und Nährstoffe können effizienter genutzt und in der Folge mehr Biomasse pro Fläche – im Vergleich mit einer Monokultur – erzeugt werden (Herzog, Pfiffner, 2016:617). Die realisierte Effizienz der Produktion ist jedoch von verschiedenen Faktoren abhängig. Für eine Gegenüberstellung von möglichen Vor- und Nachteilen siehe z.B.: Herzog et al. (2016).

den gleichzeitigen Anbau von einjährigen und mehrjährigen, verholzenden Pflanzen und/oder der Kombination mit Tierhaltung, meist in Nord-Süd-Ausrichtung in den nördlichen Breiten. Neben den oben genannten Synergien ergeben sich Vorteile z.B. durch eine Diversifizierung des Einkommens, eine höhere Wasserrückhaltefähigkeit, Erosionsschutz, eine Regulation des Mikroklimas, weniger Nitratauswaschung, der Bindung von CO₂ im Boden und im Holz sowie ein aufgewertetes Landschaftsbild (Herzog et al., 2016:392). Agroforstsysteme können bei entsprechender Anlage und Verwendung von Baumarten Stickstoff und organische Masse für den Aufbau von Humus akquirieren sowie Nährstoffe aus tiefer gelegenen Bodenschichten (Quinkenstein, Kanzler, 2018). Darüber hinaus können Agroforstsysteme gewinnbringend für die Artenvielfalt sein, wenn sie nicht allein auf Ertragsmaximierung ausgerichtet werden (Dauber et al., 2018). Gleiches gilt für die Bereicherung des Landschaftsbildes (Reppin, Augenstein, 2018).

Flächenanteile und Flächengrößen (Schlaggröße)

Eine stärkere Gliederung der landwirtschaftlichen Fläche durch Hecken und/oder Ackerrandstreifen dient neben der Förderung der Biodiversität auch dem Schutz vor Erosion (SRU, 1985:307). Mit einer geringeren Schlaggröße und mehr Ackerrandstreifen nimmt der Lebens- und Nahrungsraum für wildlebende Pflanzen und Tiere zu: Je kleinteiliger die Nutzung und je mehr Ackerrandstreifen vorhanden sind, desto höher ist die Artenvielfalt (z.B., Batáry et al., 2017; Hass et al., 2018). Eine kleinräumige landwirtschaftliche Nutzung und eine heterogene Landschaft sind aus Sicht der Biodiversität von hohem Wert (Batáry et al., 2017). Rodríguez, Wiegand (2009) zeigen zudem, dass bei Feldgrößen über zwei Hektar die Effizienz des Maschineneinsatzes nur noch marginal zunimmt. Die „Royal Society for the Protection of Birds“ (RSPB) hat mit der „Hope Farm“ in England gezeigt, dass mit der Bereitstellung von 3 % der Fläche für die Anlage von blüten- und sämereienreichen Lebensräumen sowie von Strukturen für Brutplätze – ohne Einschränkung der Wirtschaftlichkeit – zentrale Vogelarten der Agrarlandschaft gefördert werden können (RSPB, 2012).

Nach wissenschaftlichen Erkenntnissen sollten ökologisch hochwertige Flächen in landwirtschaftlichen Betrieben mindestens 8 % bis über 12 % im Ackerland und mindestens 20 % bis zu über 50 % im Grünland betragen, um nachhaltig positive Effekte auf die Biodiversität zu erzielen (s. z.B., Ulrich Hampicke, 2013:67 ff.; Oppermann et al., 2017:27; Oppermann et al., 2012:6).

5.2.3 Bodenbearbeitung

Die Bearbeitung des Bodens ist ein wichtiges Element des Ackerbaus mit unzähligen Verfahren und Kombinationsmöglichkeiten entsprechend der jeweiligen Boden-, Klima-, Witterungs- und Betriebsverhältnisse (Reents, Kainz, 2016). Die Art und Weise der Bodenbearbeitung als auch der Zeitpunkt sind wichtige Steuerungsmöglichkeiten für den ackerbaulichen Erfolg hinsichtlich des Ertrages als auch mit Blick auf die Umweltwirkungen (z.B. Humusauf- bzw. -abbau, Treibhausgasemissionen und Bodenerosion) (s. Kapitel 3.2).

Verfahren, die zur Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit beitragen

Bodenbearbeitungsverfahren, die weniger stark in das Bodengefüge eingreifen bzw. es stören, sind als vorteilhaft für die Bodenfruchtbarkeit zu bewerten: Die Bodenstruktur wird weniger gestört und die Boden-Makrofauna und -Mikroorganismen werden in der Folge weniger stark beeinträchtigt (Schloter et al., 2018). Im Vergleich mit dem tiefen Pflügen (>25 cm) und Wenden des Bodens gibt

es Verfahren, die den Boden weniger intensiv bearbeiten. Diese sind u.a. die reduzierte Bodenbearbeitung (z.B. mit Grubber, nicht wendend oder flach wendend <25 cm), sogenannte „No-till“-Verfahren wie die Mulch- und Direktsaat und das „Strip-till“-Verfahren (Derpsch et al., 2010; Kladivko, 2001; Licht, Al-Kaisi, 2005).

Die reduzierten und „No-till“ Verfahren der Bodenbearbeitung wirken sich beispielsweise weniger negativ auf die Regenwurmpopulationen aus, die mit ihrer Umsetzung von organischer Masse und ihren Aktivitäten (Regenwurmröhren) einen wichtigen Beitrag zur Struktur- und Bodenfruchtbarkeitsbildung leisten (Jossi et al., 2011). Der Humusgehalt und die Mykorrhizierung sind deutlich vorteilhafter ausgebildet (Mäder et al., 2015). Darüber hinaus weisen diese Verfahren geringere Mineralisierungs- und Humusabbauraten, eine niedrigere Erosion sowie eine bessere Wasseraufnahme der Böden auf (Mäder et al., 2015; Ogle et al., 2005; Schuller et al., 2007), die Tragfähigkeit der Böden wird gesteigert und somit einer Bodenverdichtung entgegengewirkt (Harrach, 2010). Die Anreicherung von C_{org} mittels reduzierter Bodenbearbeitung und den „No-till“-Verfahren scheint sich (in der temperaten Klimazone) jedoch über das gesamte Bodenprofil gesehen nicht wesentlich von dem Pflugverfahren zu unterscheiden (Jacobs et al., 2018:194). Die „No-till“-Verfahren benötigen im konventionellen Anbau meist höhere Mengen an Mineraldünger und Herbiziden (Laukkanen, Nauges, 2011). Eine nicht wendende Bodenbearbeitung ohne Herbizide ist in den meisten Betrieben, je nach lokalem Auftreten von Problemunkräutern, schwierig (Reents, Kainz, 2016:456), wenn es auch Einzelbetriebe gibt, die ohne Pflug und ohne Herbizide ökonomisch arbeiten (LOP, 2018; Wittwer et al., 2013).

Die geringere Verfügbarkeit von Stickstoff mit reduzierten und „No-till“-Verfahren kann (im ökologischen Landbau) mit Leguminosen-Gründüngung ausgeglichen werden (Mäder et al., 2015). Eine Umstellung der Pflugtiefe vom tiefen Pflügen auf flach wendend ist möglich ohne Mindererträge und höhere Beikraut-Bestände (ebd.), wenn auch im Einzelfall von verschiedenen Faktoren wie Kultur, Anbausystem etc. abhängig (Reents, Kainz, 2016:452 ff.).

Stärkende Maßnahmen bei der Bodenbearbeitung

Die pflanzenbaulichen Aufgaben der Fruchtfolgen werden durch eine fruchtartenspezifische und dem Bodenzustand entsprechende Bodenbearbeitung unterstützt (Paulsen et al., 2016:337). Die Intensität der Bodenbearbeitung und sein Termin gekoppelt mit Bodenart, pH-Wert, Niederschlagsverteilung, Temperatur und Bewuchs sind wichtige Parameter für eine effiziente Stickstoff-Ausnutzung und eine geringere Nitratauswaschung (ebd.:344). Der Umbruch bzw. die Einarbeitung von Leguminosen sollte vor dem Anbau von Winterungen so weit wie möglich in den Spätherbst gelegt werden (ebd.:345). Bei der Kultivierung von Sommerungen sollten späte Umbruchtermine, insbesondere bei leguminen Vorfrüchten vor der potenziellen Auswaschungsperiode, das heißt Umbruchtermine erst zu Frühjahrbeginn gewählt werden oder aber frühzeitig im Herbst in Kombination mit Zwischenfrüchten erfolgen (vgl. ebd.:345).

Wenn ausdauernde Pflanzen wie Luzerne-/Klee gras in die Fruchtfolge integriert werden, ist es eine der effektivsten Maßnahmen, die Kulturen zu pflügen, um den Durchwuchs in der Folgekultur zu unterbinden, wenn der Einsatz von Herbiziden reduziert werden soll. Eine Kombination von Pflug und reduzierter Bearbeitung entlang einer Fruchtfolge ist eine Möglichkeit, die verschiedenen Vorteile der Maßnahmen zu kombinieren (vgl. Reents, Kainz, 2016:451 ff.). Alternative Verfahren versuchen,

durch das Abschneiden der Kulturen z.B. mit Grubber, Scheibenegge, Ringschneide, durch Herausreißen mit einem Kreiselgrubber und/oder durch die Einwirkung von Trockenheit oder Frost die vegetative Phase zu beenden (ebd.:449/458).

Vorfrüchte wie Luzerne-/Klee gras oder Zwischenfrüchte können je nach Zielstellung eingearbeitet, gemulcht oder aber an der Oberfläche belassen werden. Bleiben sie an der Oberfläche wird der Konkurrenz-Effekt zum Beikrautbesatz verlängert (ebd.:457). Die Bearbeitung mit einem „blade roller“ ist eine Möglichkeit, die vegetative Phase durch Abknicken der Pflanzen zu beenden. In die gewalzten Pflanzen kann eine Direktsaat erfolgen (Vaisman et al., 2011). Der Erfolg dieses neueren Verfahrens ist, wie der aller Verfahren, standort- und kontextabhängig.

Die Stoppelbearbeitung ist eine wichtige Maßnahme der Bodenbearbeitung, um die Folgekultur nach- und vorzubereiten. Problemunkräuter und Schadorganismen (z.B. Drahtwürmer) können mittels der Stoppelbearbeitung wesentlich verringert werden, Erntereste eingearbeitet und das Saatbett für Zwischenfrüchte vorbereitet werden (Reents, Kainz, 2016:449/457).

Wie sich Maßnahmen zur Bodenbearbeitung in Bezug auf das Vorkommen von Krankheiten und Schädlingen auswirken, ist in geringem Umfang untersucht. Viele Studien deuten darauf hin, dass eine wendende Bodenbearbeitung hinsichtlich des Auftretens von Pilzkrankheiten Vorteile gegenüber der nicht wendenden Bearbeitung aufweist (vgl. Reents, Kainz, 2016:459). Eine reduzierte Bodenbearbeitung hat jedoch das Potenzial, durch die höhere Regenwurmbiomasse sowie durch eine höhere bodenmikrobiologische Aktivität, das antiphytopathogene Potenzial zu erhöhen (Paulsen et al., 2016:349).

Eine reduzierte Bodenbearbeitung fördert die Vielfalt an Flora und Fauna. Sie ist z.B. ein wesentlicher Faktor für das Vorkommen der Artengruppe der Spinnen. Die Direktsaat wirkt sich beispielsweise potenziell positiv auf diese Artengruppe aus (Schindler, Schumacher, 2007:17). Ein Verzicht des Pflügens an Gewässerrändern ist vorteilhaft für die in und an diesen Biotopen vorkommenden Amphibienarten. Ackerwildkräuter, Feldhasen und Feldvögel finden auf Schlägen mit reduzierter Bodenbearbeitung bessere Lebensbedingungen (Fuchs, Stein-Bachinger, 2008:M11).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich nach derzeitigem Erkenntnisstand, die verschiedenen Vor- und Nachteile unterschiedlicher Techniken der Bodenbearbeitung durch eine Kombination aus wenden und tief lockern sowie einem situationsspezifischen reduzierten Vorgehen am ehesten ausbalancieren lassen.

5.2.4 Sortenwahl und Züchtung

Züchterische Potenziale für eine umweltverträgliche Produktion

Die Pflanzenzüchtung sowie eine verstärkte den standörtlichen Bedingungen entsprechende Sortenwahl sind wichtige Teilaspekte, um eine umweltverträglichere Produktion zu gewährleisten und um die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen gegenüber den vielfältigen Herausforderungen wie bspw. dem Klimawandel zu erhöhen. Hierfür bedarf es einer breiten pflanzengenetischen Vielfalt. Mit Blick auf die Züchtung gibt es vielfältige Forschungspotenziale und Bedarf hinsichtlich einer umweltverträglicheren Produktion. Diese können hier nur kurz skizziert werden. Für eine bessere Nährstoffeffizienz, insbesondere für Stickstoff, müssen Genotypen selektiert werden, die diese Aufgabe erfüllen. Die Selektion sollte in der Zielumwelt erfolgen, also bspw. bei geringer N-Verfügbarkeit, da die Züchtung für Systeme mit begrenztem Stickstoff-Angebot dadurch meist effizienter ist (vgl. Horneburg, 2016:410).

Mit einem abnehmenden oder keinem Herbizid-Einsatz muss die Konkurrenzkraft von Sorten gegenüber Beikräutern gesteigert werden (Bastiaans et al., 2007). Bisher wurden nur in wenigen Experimenten genotypische Unterschiede untersucht, u.a. da die Eigenschaft „Beikrauttoleranz“ ein komplexes Merkmal darstellt (ebd.:411). Die Toleranz von Kulturpflanzen gegenüber dem Einsatz von mechanischen Maßnahmen wie Hacke und Striegel können durch eine Züchtung beeinflusst werden, die Stärke und Verteilung von Wurzeln und die Stellung von Blättern und Trieben einbezieht (ebd.:411). Die Züchtung muss, neben systemischen Verbesserungen, auch eine Rolle spielen, wenn es darum geht, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu senken. Die Resistenzzüchtung gegen Krankheiten und Schädlinge, bspw. um Alternativen zu chemisch-synthetischen Beizmitteln weiterzuentwickeln, ist hierfür ein Beispiel (vgl. ebd.:411).

Die Forschung zur Züchtung von Zwischenfrüchten und Leguminosen wurde über die letzten Jahrzehnte stark vernachlässigt (vgl. Henne, 2018:4; Wehling, 2009). Bei den Körnerleguminosen gibt es eine Vielzahl von vorzunehmenden züchterischen Verbesserungen, wobei insbesondere die züchterische Bearbeitung mit Blick auf Krankheitsresistenzen hervorzuheben ist (Böhm, 2009:329). Ebenso wie bei den Körnerleguminosen wurde die Züchtung bei den Futterleguminosen aufgrund der abnehmenden Bedeutung im konventionellen Anbau lange vernachlässigt. Für Betriebe ohne Tierhaltung, die den Aufwuchs von Futterleguminosen nicht abfahren, sind Sorten mit einer starken Wurzelmassebildung von Interesse.

Für den Mischanbau (z.B. Getreide und Leguminosen), bei dem Ressourcen effizienter genutzt werden, können entsprechende Züchtungen zu einer verbesserten Kombination von Mischungspartnern beitragen (Herzog, Pfiffner, 2016:617).

Die Förderung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft ist ein weiterer Aspekt, der in die Züchtungsbemühungen einfließen sollte. Ein Beispiel ist die züchterische Bearbeitung von Blüten der Leguminosen, um diese attraktiv für bestäubende Insekten zu gestalten („pollinator friendly varieties“) (Palmer et al., 2009).

5.3 Inputbasierte Steuerung im Acker- und Pflanzenbau

5.3.1 Düngemittel und Düngerausbringung

Die Versorgung der Kulturpflanzen mit den essenziellen Makronährstoffen (N, P, K) erfolgt über die Düngung mit organischen und/oder mineralischen Düngemitteln. Die Makronährstoffe Phosphor und Stickstoff verursachen die weitreichendsten Umweltwirkungen (Rockström et al., 2009; UBA, 2018a:66 ff.). Das Düngemanagement, d.h. die Form, Menge und Zeitpunkt der Düngung und die Viehbesatzdichte, sind wesentliche Faktoren, um den Nährstoffaustrag aus einem Anbausystem zu steuern. Die Stickstoffüberschüsse sind in Deutschland regional sehr unterschiedlich und vornehmlich auf die Viehbesatzdichten und die betriebliche Ausrichtung zurückzuführen¹⁶ (Abb.8) (UBA, 2018a:61). Die Nitratbelastung des Grundwassers ist demnach in Gebieten mit hohem Tierbesatz, intensivem Gemüsebau, der Konzentration von Biogasanlagen, einer geringen Rate an Grundwasserneubildung und defekten Kanalnetzen besonders hoch (Schultheiß, 2017).

Stickstoff

Es besteht Konsens darüber, dass hohe Stickstoffausträge aus dem Boden dafür verantwortlich sind, dass die Nitratkonzentration in vielen Grundwasserkörpern (GWK) überschritten wird (Keller, Wendland, 2016:9). Grundsätzlich ist jedoch festzuhalten, dass es schwierig ist, pauschale Aussagen für die Festlegung von Höchstwerten zu treffen, da der Nährstofftransport und -umsatz von regional und naturräumlich unterschiedlichen Faktoren abhängen (Bach et al., 2016; Keller, Wendland, 2016). Die Menge an auswaschungsgefährdetem Stickstoff ergibt sich im Wesentlichen aus dem landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschuss, der atmosphärischen N-Deposition, der Denitrifikation (mikrobieller Nitratabbau) sowie weiteren N-Umwandlungsprozessen im Boden. Diese Prozesse umfassen die Mineralisation (Freisetzung von pflanzenverfügbarem N) und die Immobilisierung (Einbau von N in die organische Bodensubstanz) (vgl. ebd.:10). Ein weiterer wesentlicher standörtlicher Faktor ist die jährliche Sickerwasserrate (Bach et al., 2016; Keller, Wendland, 2016). Allgemein kann jedoch festgestellt werden, dass die Nährstoffeinträge (P und N) in Grundwasserkörper und Oberflächengewässer deutlich gesenkt werden müssen, um die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie¹⁷ zu erreichen (UBA, 2018a:66 ff.).

Der Stickstoffüberschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland beträgt derzeit etwa 97 kg/ha/a (UBA, 2018a:62).¹⁸ Die Stickstoffzufuhr beträgt im Mittel seit 1993 mehr oder weniger gleichbleibend circa 190 kg/ha/a und die Abfuhr etwa 100 kg/ha/a (ebd.:63). D.h., fast die Hälfte des in das System eingebrachten Stickstoffs wird nicht in pflanzliche Biomasse umgesetzt (entspricht der Hoftorbilanz).¹⁹ Von den rund 100 kg/ha/a

¹⁶ Nach LAWA (2014b:13) hält die überwiegende Anzahl der Ackerbaubetriebe in Deutschland die Vorgaben zu N-Überschüssen bereits ein. Insbesondere bei Betrieben mit hohen Anteilen an Raps und Weizen (sog. Marktfruchtbetriebe) kann ein hoher Mineräldüngereinsatz zu N-Überschüssen führen.

¹⁷ Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) erfordert gegebenenfalls regional höhere Reduktionen als von der WRRL avisiert.

¹⁸ Die Stickstoffbilanz eines landwirtschaftlichen Betriebes kann aus der Differenz von N-Input und N-Output und dem sich daraus ergebenden Saldo bestimmt werden. Der Saldo kennzeichnet das Verlustpotenzial und erlaubt eine Ableitung der N-Effizienz (Schmid & Hülsbergen, 2015:96 ff.).

¹⁹ Im Pflanzenbau treten grundsätzlich weniger N-Verluste auf als in tierhaltenden Betrieben (Schmid, Hülsbergen, 2015:97). In tierischen Produktionssystemen gibt es N-Umsetzungs- und Emissionsprozesse (z.B. Ammoniak-Emissionen), die in der pflanzlichen Produktion nicht gegeben sind (vgl. ebd.:101). Die N-Effizienz des Pflanzenbaus beträgt im Mittel etwa 80 % (SRU, 2015:182), die mit einer N-Flächenbilanz ermittelt werden kann (Schmid, Hülsbergen, 2015:101).

N-Gesamtbilanzüberschuss gehen etwa 50 kg/ha/a als gasförmige Verluste aus dem System (vgl. ebd.:65). In der Folge verbleiben im Mittel circa 50 kg/ha/a an Stickstoff-Gesamtbilanzüberschuss im Boden, der potenziell ausgewaschen wird. Keller, Wendland (2016:12) stellen fest, dass der landwirtschaftliche N-Bilanzüberschuss die einzig sinnvolle Steuergröße darstellt, um die auswaschungsgefährdeten N-Mengen im Boden zu senken.

Die Ziele der WRRL geben vor, dass der Schwellenwert von 50 mg/l Nitrat im Grundwasser nicht überschritten werden darf. Um dauerhaft zu gewährleisten, dass dieser Wert eingehalten wird, ist es sicherlich zielführend, dafür zu sorgen, dass bereits das Sickerwasser den Schwellenwert von 50 mg/l nicht überschreitet (Keller, Wendland, 2016:9).

Ein N-Gesamtbilanzüberschuss von unter 50 kg/ha/a muss erreicht werden, um nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden (UBA, 2016c:28), wenn auch mit diesem Wert wahrscheinlich nicht in allen Regionen der Zielwert von 50 mg/l eingehalten (vgl. Bach et al., 2016:44) sowie den Erfordernissen der MSRL entsprochen werden kann. Der N-Gesamtbilanzüberschuss von 50 kg/ha/a entspricht einem Zielwert für den N-Flächenbilanzüberschuss von etwa 30 kg/ha/a je Landwirtschaftsfläche (LF) (Bach et al., 2016:15). Für das gesamte Bundesgebiet beträgt der N-Flächenbilanzsaldo 67 kg/ha/a (2011-2013), wobei die Spannweite von 24 bis 123 kg N/ha LF reicht (Bach et al., 2016).²⁰ Ein Mittelwert für die gesamte LF ist nach Bach et al. (2009:9) jedoch als Zielwert aufgrund der unterschiedlichen standörtlichen Gegebenheiten nicht aussagekräftig. Abbildung 8 zeigt, wie unterschiedlich die N-Flächenbilanzüberschüsse in Deutschland ausfallen. Insbesondere in den viehstarken Regionen im Nordwesten sind die Überschüsse hoch.

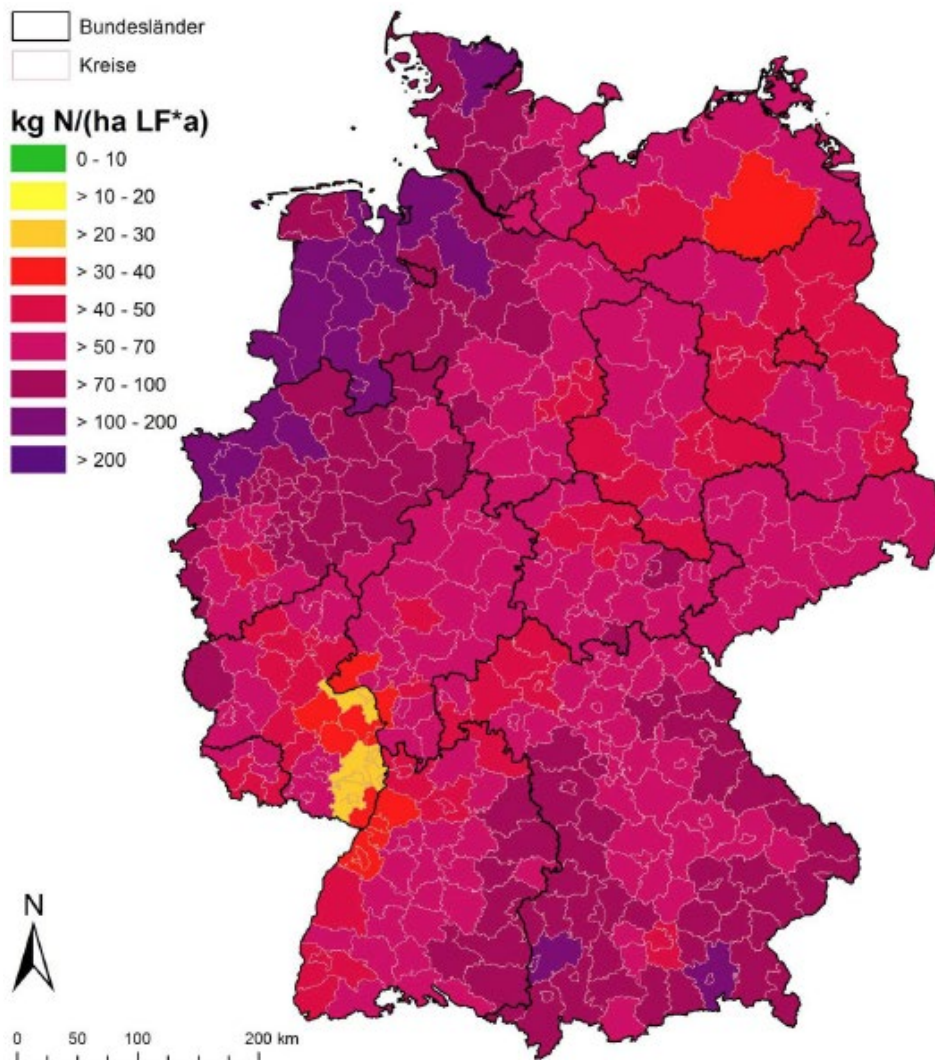
Entsprechend ergeben sich je nach Region unterschiedliche erforderliche Verminderungen der Überschüsse (Abb. 9). Den höchsten Minderungsbedarf von über 80 kg/ha/a stellen die Autoren für den Nordwestteil Deutschlands fest. Diese hohen Werte leiten sich aus den hohen N-Bilanzüberschüssen, den hohen N-Einträgen über die atmosphärische Deposition und das geringe Denitrifikationspotenzial der Böden in den nordwestlich gelegenen Regionen ab.²¹

²⁰ Bach et al. (2016:37) weisen darauf hin, dass die verwendete Methode „MoRE“ teilweise vollkommen von anderen Berechnungen abweicht, wie z.B. im Fall der regionalen Verteilung von Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser verglichen mit den Überschreitungen des WRRL-Grenzwerts. LAWA (2014b:10) betonen, dass die Nährstoffsalden verschiedener Institutionen auf unterschiedlichen Verfahren basieren. Die Eingangsdaten sind meist statistisch ermittelt und beruhen nicht auf regionalen Praxisdaten, was keine harten Schlussfolgerungen zur Einhaltung der DüV auf betrieblicher oder regionaler Ebene zulässt. Bach et al. (2016:44) konstatieren: „Dieser nationale Zielwert (50 kg N/ha LF) ist jedoch nicht aus den Erfordernissen des Grundwasser- oder Atmosphärenschutzes abgeleitet worden, sondern aus Überlegungen um Umfang möglicher Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft formuliert bzw. einfach als ‚griffiger‘ Wert eingeführt worden.“

²¹ Es ist festzuhalten, dass die tolerierbare N-Menge im Boden, als auch der N-Minderungsbedarf nicht für alle Grundwasserkörper (GWK) bestimmt wurden. Des Weiteren gehen die Bundesländer teilweise unterschiedlich bei der Berechnung des N-Minderungsbedarfes vor. Einige Bundesländer beziehen bei der Berechnung alle landwirtschaftlich genutzten Flächen eines GWK ein, andere wiederum nur die GWK mit einem Minderungsbedarf. Der berechnete mittlere N-Minderungsbedarf ist demnach bei Erstgenannten deutlich geringer als bei Letztgenannten. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen ohne N-Minderungsbedarf wirken in diesem Fall als „Verdünnungsflächen“ (Keller und Wendland, 2016:54 ff.). Es wird eine bundesweit einheitliche Vorgehensweise und Methodik empfohlen, um einen übergreifenden Abgleich zu gewährleisten (vgl. ebd.:58).

Aus Abbildung 9 wird weiterhin deutlich, dass – abgesehen vom Nordwesten Deutschlands – in vielen Regionen die Überschüsse der N-Flächenbilanz um mindestens 40 bis 60 kg N vermindert werden müssen. Bach et al. (2016:44 ff.) schlagen einen schutzgutbezogenen Ansatz vor, der sich nicht an einem nationalen N-Überschuss als Zielgröße orientiert, sondern an regionalen Zielwerten. Anstatt des Indikators „nationaler N-Überschuss“ wird als Indikator der Anteil der Grundwasserkörper, deren Nitrat-Konzentration im Grundwasser den Grenzwert der WRRL unterschreitet, verwendet bzw. der Anteil der Flächen, die die kritischen Werte (critical load) für Stickstoff nicht überschreiten. Dieser Ansatz verlangt nach regional unterschiedlich angepassten Minderungsmaßnahmen, die sich nach Bach et al. (2016:44 ff.) jedoch nicht über bundes- oder landesweit einheitliche Vorschriften wie bspw. die Düngerverordnung durchsetzen lassen.²²

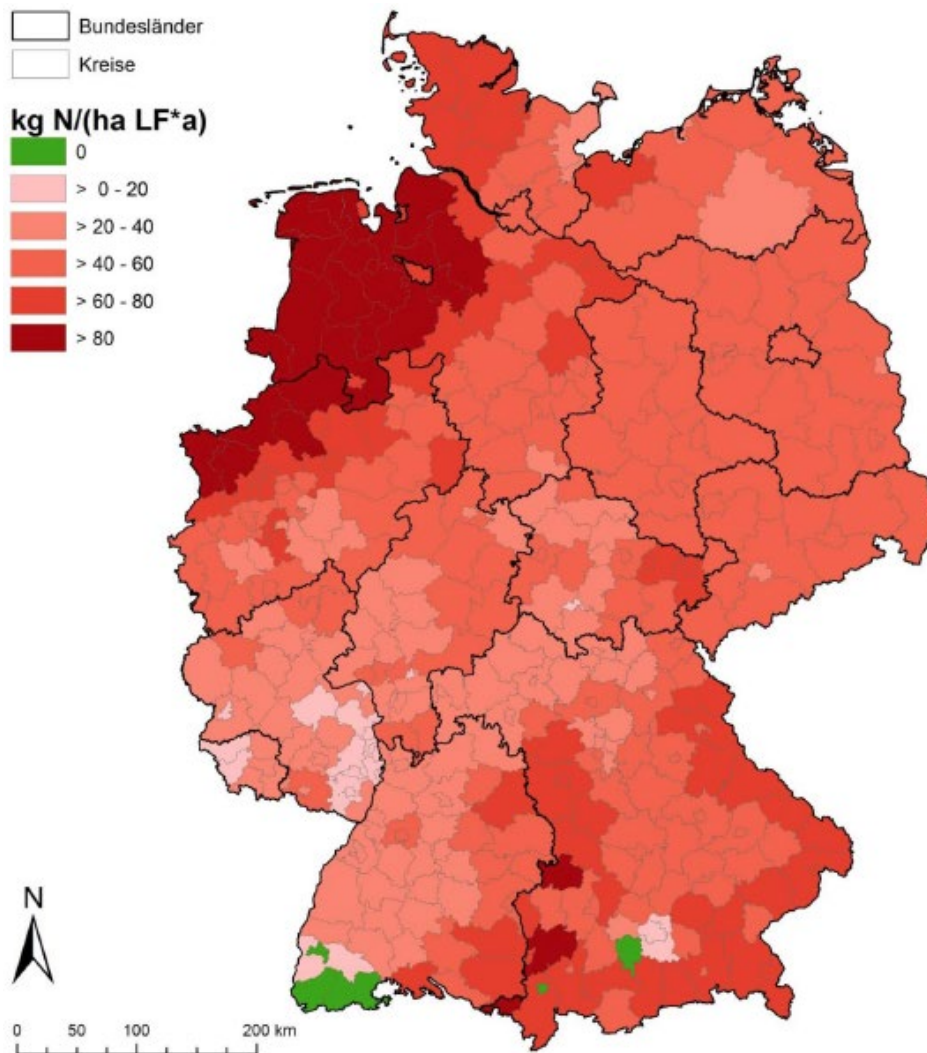
Abbildung 8 Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft im Mittel der Jahre 2011 bis 2013, mit Berücksichtigung der N-Zufuhr mit Gärresten



Quelle: Bach et al., 2016

²² Ein solcher Ansatz besteht bereits in vielen Bundesländern in Form der Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. Nach Bach et al. (2016:45) stößt dieser Ansatz bei Landwirten auf größere Akzeptanz u.a. aufgrund der persönlichen Kontakte in einer Kooperation. Diese Kooperationen wären auszubauen und zu intensivieren.

Abbildung 9 Erforderliche Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (aktueller N-Überschuss abzüglich zulässiger N-Überschuss)



Quelle: Bach et al., 2016

Phosphor

Der jährliche P-Bedarf wird im Pflanzenbau in Deutschland zu gut 50 % über Wirtschaftsdünger und zu etwa 25 % über P-haltige Mineraldünger sowie zu geringeren Teilen aus Schlachtnebenprodukten und Klärschlamm abgedeckt (Kratz et al., 2014). Ähnlich dem Stickstoff fallen durch die Konzentration der Tierhaltung und dem damit anfallenden Wirtschaftsdünger regional erhöhte Mengen von Phosphor an, deren Verteilung und Verwertung in der Fläche mit Problemen behaftet ist (LAWA, 2014:4). Bodenuntersuchungen zeigen, dass in Regionen mit intensiver Tierhaltung die Böden mit Phosphor häufig überversorgt sind (BLE, 2018:6).

Der Düngbedarf bei P richtet sich nach den pflanzenverfügbaren Gehalten (löslicher P-Anteil) im Boden, der mit den P-Gehaltsklassen (GK) ermittelt werden kann (VDLUFA, 2018:4).²³ Isermann und Isermann (2017) geben an, dass die Zufuhren an P aus Gründen der Nachhaltigkeit innerhalb der Gehaltsklassen reduziert werden müssen – in der GK A kann den Autoren zufolge die Zufuhr größer sein als die Abfuhr, in GK B kann die Zufuhr gleich der Abfuhr sein und ab der GK C sollte es keine Zufuhr geben. Diese Einteilung wird durch die neuen Richtwerte für Phosphor unterstützt (vgl. VDLUFA, 2018). Verglichen mit der GK-Einteilung nach VDLUFA (2018) erlaubt die novellierte DüV bei im Mittel 20 mg P je 100 g Boden (entspricht GK E) immer noch eine Zufuhr von P in Höhe der Abfuhr (vgl. BLE, 2018:17), obwohl diese Böden mit P vollkommen überversorgt sind und VDLUFA (2018) deshalb keinen P-Düngbedarf sieht (vgl. Taube, 2018:11).²⁴ Auf betrieblicher Ebene ist nach novellierter DüV ein Überschuss von 10 kg P/ha/a zulässig (vgl. BLE, 2018:17). Dem SRU (2015:326) zufolge sollten auf Böden mit der GK C ausgeglichene P-Bilanzsalden und auf hoch versorgten Böden (GK D und E) negative P-Bilanzsalden angestrebt werden.

Der größte Verlustpfad bei P ist die Wasser- und Winderosion (VDLUFA, 2018:8). Auf mineralischen Böden geht P kaum durch Auswaschung verloren und generell gibt es bei P keine gasförmigen Verluste (Schnug et al., 2015). Der Bodenabtrag muss durch angepasste Bewirtschaftungsmaßnahmen, die die Erosion eindämmen, und eine dauerhafte Begrünung reduziert werden (LAWA, 2014:8). Hierbei sind insbesondere Gewässerrandstreifen von 5 bis 10 Metern Breite wichtige Maßnahmen für einen geringeren Eintrag in die Oberflächengewässer. Darüber hinaus müssen auf landwirtschaftlichen Flächen in Hanglagen Maßnahmen getroffen werden, die die Erosion derart einschränken, dass keine Umweltbelastungen entstehen (Unterteilung der Flächen, Strukturelemente, Zwischenfrüchte etc.). Des Weiteren muss Bodenverdichtung vermieden oder behoben werden, um Oberflächenabfluss zu minimieren und Wurzelwachstum (und somit die Aufnahmeeffizienz) zu verbessern. Für die P-Verfügbarkeit bedarf es einer spezifischen Spanne des pH-Wertes im Boden, darum muss dieser entsprechend in einem optimalen Bereich gehalten werden (VDLUFA, 2018:8).

Neben der Erosion erfolgen wesentliche Einträge an Phosphor in die Oberflächengewässer über das Grundwasser (etwa 28 %) (Holsten et al., 2016). Weitere wichtige Eintragspfade in die Oberflächengewässer stellen Oberflächenabflüsse und Drainagen dar (ebd., 2016).

Reduktion des Stickstoff-Überschusses

Es gibt vielfältige Maßnahmenvorschläge, um die N-Überschüsse und die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser zu reduzieren. Osterburg und Runge (2007) haben in einer umfangreichen Literaturlauswertung die Wirkung bzw. die Einsparungsmöglichkeiten von Stickstoff von verschiedenen Einzelmaßnahmen analysiert (Tab. 2). Bach et al. (2016:39) gehen davon aus, dass es mit den vorgeschlagenen technisch-organisatorischen Maßnahmen möglich ist, den Überschuss der

²³ Die P-Gehaltsklassen (GK) nach VDLUFA sind in 5 Stufen unterteilt: A (P-Gehalt im Boden: sehr niedrig, P-Düngempfehlung: stark erhöht im Vergleich zu GK C), B (P-Gehalt im Boden: niedrig, P-Düngempfehlung: erhöht im Vergleich zu C), C (P-Gehalt im Boden: optimal, P-Düngempfehlung: nach Abfuhr), D (P-Gehalt im Boden: hoch, P-Düngempfehlung: vermindert im Vergleich zu C), E (P-Gehalt im Boden: sehr hoch, P-Düngempfehlung: keine) (VDLUFA, 2018:5). Es gibt jedoch keine bundeseinheitlichen P-Bodengehaltsklassen (Taube, 2018:13).

²⁴ Würde die Ausbringung von P auf bereits überversorgten Böden untersagt, müsste sich folgende Frage gestellt werden: Wie würden Betriebe, deren Böden bereits mit P überversorgt sind, den anfallenden Wirtschaftsdünger verwerten? Wie beschrieben, ist das insbesondere in viehstarken Regionen der Fall. An diesem Beispiel werden die Grenzen eines Systems deutlich, das die Tierhaltung nicht an der Fläche ausrichtet.

N-Flächenbilanz von aktuell 67 kg N/ha LF auf den Zielwert von 30 kg N/ha LF zu senken. Bach und Klement (2015) geben an, dass der Flächenbilanzüberschuss mit einem optimierten N-Management um 25 kg N/ha LF reduziert werden könnte.

Tabelle 2 Technisch-organisatorische Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung und des N-Überschusses (Wirkungen nicht addierbar)

Maßnahme	N-Einsparung kg N/ha LF (Mittelwert)	N-Einsparung kg N/ha LF (Spanne)
Begrünung		
Zwischenfruchtanbau (ZF) mit frühem Umbruch	-20	0 bis -40
Untersaaten		0 bis -15
Brache	-40	-40 bis -80
Fruchtfolgen		
Fruchtfolgendiversifizierung z.T. in Kombination mit ZF	-20	0 bis -40
Förderung von Extensivkulturen	-40	-20 bis -60
Aussaatenverfahren		
Maisengsaat	-10	0 bis -20
Bodenbearbeitung		
Mulch- und Direktsaat	-5	0 bis -10
Verzicht / Reduzierte Bodenbearbeitung	0	0 bis -20
N-Mineraldüngung		
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker)	-30	-20 bis -40
Zeitpunkt der N-Mineraldüngung (Acker)	0	0 bis -20
Einsatz stabilisierter N-Mineraldünger / CULTAN	0	0 bis -20
Verbesserte Technik zur Ausbringung von N-Mineraldünger	0	0 bis -20
Reihendüngung bei Kartoffeln	k.A.	k.A.
Teilflächenspezifische Düngung	-30	0 bis -50
Wirtschaftsdünger		
Wirtschaftsdüngermanagement im Betrieb	k.A.	k.A.
Verbesserte Gülle-/Festmistausbringungstechnik	k.A.	0 bis -40
Zeitpunkt der Wirtschaftsdüngerausbringung	k.A.	0 bis -40
Wirtschaftsdüngerexport	k.A.	k.A.
N-reduzierte Fütterung bei Schweinen und Geflügel		-5 % bis -25 %
Landnutzungsänderung		
Umwandlung von Ackerland in Grünland (> 4 Jahre)	-50	-30 bis -80
Schaffung von (Ufer-)Randstreifen	k.A.	k.A.
Düngemanagement		
Düngeplanung	-40	0 bis -60
Analysen zur Düngeplanung (Frühjahrs-N _{min} , Pflanzen)	-20	0 bis -50
Analysen zur Düngeplanung (Wirtschaftsdünger)	0	0 bis -40
Betriebs-/Produktionssystem		
Ökologischer Landbau	-60	-30 bis 20

Quelle: Eigene Darstellung (teilweise gekürzt) nach: Osterburg, Runge (2007)

Eine optimale Düngeplanung stellt eine wichtige Maßnahme dar, um den Düngerüberschuss zu senken. Gleichzeitig ist die Düngeplanung die Maßnahme mit der besten Kostenwirksamkeit in Bezug zur Reduzierung der N-Überschüsse (N-Saldo) (Osterburg, Runge, 2007:96). Die Düngeplanung beinhaltet, dass eine Schlagbilanz erstellt wird unter Berücksichtigung der real zu erzielenden Erträge (ebd.:85).

Mineralische N-Düngung

Eine reduzierte N-Düngung unterhalb des Pflanzenbedarfs kann zu Ertragsdepressionen bei den Kulturpflanzen führen. Jedoch gibt es bei den Düngeempfehlungen Sicherheitszuschläge, sodass eine reduzierte Düngung von 10 bis 20 % unterhalb der empfohlenen Nährstoffmengen in der Regel keine Ertragsrückgänge zur Folge hat (Osterburg, Runge, 2007:63). Darüber hinaus bietet der Verzicht der Spätgabe bei Getreide sowie eine maximale N-Düngung von 80 kg N/ha bei Einzelgaben ein Einsparpotenzial (ebd.:63). Des Weiteren sind die im Rahmen der novellierten Düngeverordnung angesetzten Bedarfswerte für viele Kulturarten nach Taube (2018:11) zu hoch angesetzt. Hier ergeben sich in der mineralischen N-Düngung weitere wichtige Einsparpotenziale.

Düngerausbringung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Insgesamt 54 % der Landwirtschaftsbetriebe (2015) düngen ihre Flächen mit den flüssigen Wirtschaftsdüngern Gülle, Jauche und Gärresten aus Biogasanlagen. Über 50 % dieser Dünger werden per Breitverteiler ausgebracht (UBA, 2018:59). Wird die Gülle innerhalb der ersten Stunde nach Ausbringung mit einem Pflug eingearbeitet oder per Güllegrubber ausgebracht, können die Ammoniak-Emissionen (NH₃) um 80 bis 90 % gemindert werden, im Vergleich zu einer Ausbringung ohne Einarbeitung. Eine Einarbeitung nach vier Stunden (aktuelle Vorgabe) führt bereits zu 60 % höheren NH₃-Emissionen. Bei der Ausbringung in bewachsenen Flächen mindert die Verwendung eines Schleppschlauches die Emissionen um 20 bis 50 % (Flessa et al., 2014:16). Die technischen Möglichkeiten für die Emissionsminderung in frühen Phasen der Vegetationsperiode sind derzeit noch sehr begrenzt (ebd.:18). Neben der Ausbringetechnik²⁵ sind Witterung, Zeitpunkt der Ausbringung, die Zusammensetzung der Gülle, die Bestandsentwicklung und Bodeneigenschaften wichtige Faktoren, die die NH₃-Emissionen beeinflussen (ebd.:18). Eine Injektion von flüssigen Wirtschaftsdüngern wird in der novellierten DüV nicht vorgeschrieben, weil Unsicherheiten darüber bestehen, ob es nicht zu höheren Lachgasemissionen kommt (ebd.:19).

Ein wichtiger Ansatz für die Senkung von Lachgasemissionen (N₂O) und Nährstoffausträge in Grund- und Oberflächengewässer ist, die Ausbringung von Düngemitteln mit schnell verfügbarem Stickstoff (z.B. Gülle, Jauche, Gärreste, Geflügelkot, Geflügelmist) im Herbst zu reduzieren, da die meisten Kulturen im Herbst nur geringe Mengen des Stickstoffs verwerten können (vgl. Flessa et al., 2014:44). Das Verlustrisiko muss durch entsprechende Schaffung von Lagerraum gesenkt werden (Pommer, 2003:6). Bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger muss sichergestellt werden, dass der Sickersaft aufgefangen wird (ebd.:6). Die Ammoniak-Emissionen betragen je nach Lagerung und Behandlung der Ausscheidungen 20 bis 45 % bei Gülle und zwischen 18 und 45 % bei Stallmist (ebd.:5). Das Risiko für Nitratausträge ist in Güllebetrieben höher als in Stallmistbetrieben aufgrund der höheren Ammonium-N Konzentration in Gülle (ebd.:7). Poppinga et al. (2019) diskutieren die Möglichkeiten

²⁵ Poppinga et al. (2019) geben zu bedenken, dass sich durch den hohen Investitionsbedarf der Strukturwandel beschleunigen könnte und insbesondere kleinere Betriebe die Kosten nicht tragen können. Die Autoren weisen außerdem auf Risiken der Verlagerung von Nitrat durch die streifenförmige Anhäufung von Gülle im Boden hin.

einer Gülleveredelung, um klimarelevante Gase in allen drei Emissionsbereichen (Stall, Lager, Ausbringung) gleichzeitig zu reduzieren. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf.

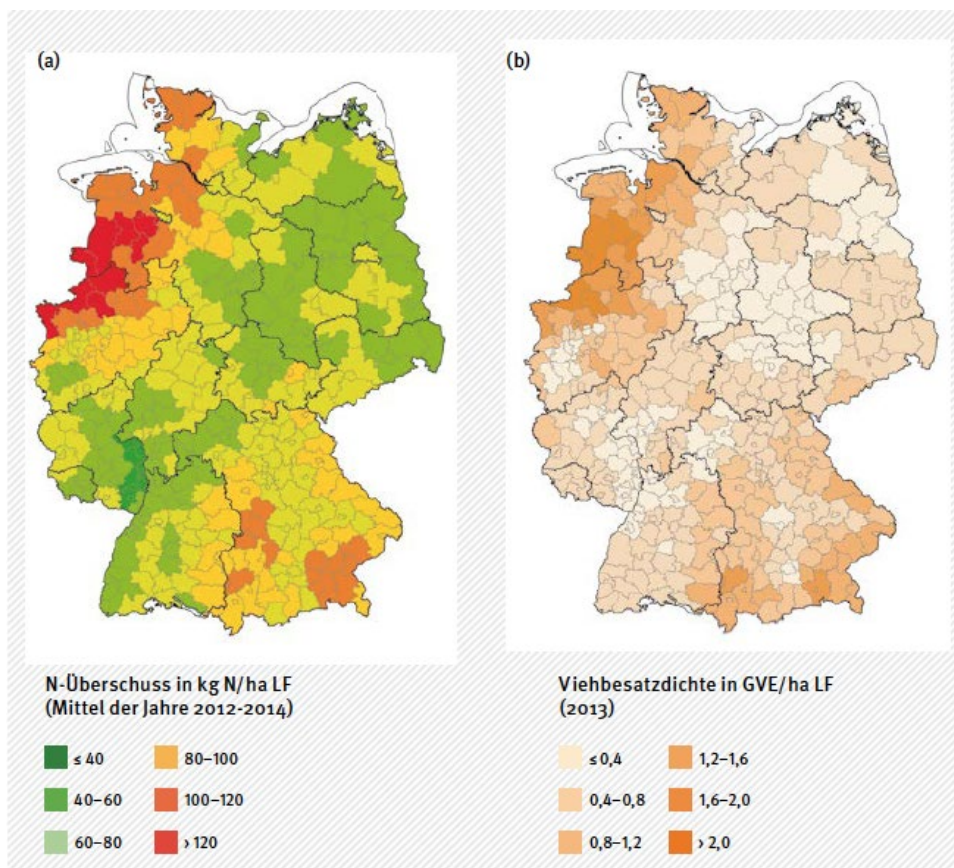
Flächengebundene Tierhaltung

Insbesondere in Regionen mit intensiver Viehhaltung wird mehr Stickstoff auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht, als die Pflanzen aufnehmen können (UBA, 2018:61). Ohne eine flächengebundene, an die Bodenverhältnisse angepasste Tierhaltung, wird diese Umweltbelastung nicht zu vermindern sein.

Die überschüssigen Mengen an Wirtschaftsdünger in Regionen mit weniger Viehhaltung zu transportieren, ist in den meisten Fällen aufgrund weiter Distanzen ökonomisch unrentabel (Schießl et al., 2015), muss jedoch als eine Maßnahme in Betracht gezogen werden, wenn die Nährstoffüberschüsse abgebaut werden sollen und wenn gleichzeitig die Tierbestände nicht gesenkt werden (Bach et al., 2016:40).

In Abbildung 10 wird deutlich, dass in Regionen mit mehr als circa 1,6 Großvieheinheiten (GVE) je ha LF Flächenbilanzüberschüsse erzielt werden, die signifikant von einem anvisierten Flächenbilanzüberschuss von 30 kg N/ha LF abweichen. Isermann, Isermann (2017:268) geben an, dass lediglich eine 1 GVE/ha (entspricht 100 kg N/ha/a) tolerierbar ist, wenn eine Reduktion auf 20 % gasförmige N-Verluste realisiert werden soll, was folglich einer N-Aufbringung von 80 kg N/ha/a entspricht.

Abbildung 10 Landwirtschaftlicher Flächenbilanzüberschuss für Stickstoff (a) und Viehbesatzdichte (b) auf Kreisebene



Quelle: Häußermann, Bach (2016) in: UBA, 2018a:64

In den EU-Rechtsvorschriften für den ökologischen Landbau gilt ein Maximum von 2 GVE/ha LF. Die Stall-Förderprogramme einiger Bundesländer sind an 2 GVE/ha gekoppelt und im Klimaschutzplan 2050 der Bundesregierung ist ebenfalls ein Maximum von 2 GVE/ha für die Zukunft anvisiert (vgl. BMUB, 2016:66).

Die Überdüngung hat z.B. in weiten Teilen zu einem Verlust von artenreichem Grünland geführt (siehe Kapitel 3) sowie zu erheblichen Einträgen an Nitrat in das Grundwasser bzw. hohen Emissionen beigetragen. Eine Sanierung dieser Problemlagen ist nur über eine flächengebundene Tierhaltung zu erreichen. Diese sollte sich an den jeweiligen standörtlichen Bedingungen orientieren. Um zu vermeiden, dass stattdessen mit Mineraldünger-N die N-Zufuhr wiederum umweltkritische Niveaus erreicht, könnte bspw. über eine Stickstoffsteuer die maximale Menge Stickstoff je Flächeneinheit begrenzt werden.

Gestaltung von Nährstoffkreisläufen

Nährstoffe werden über organische und mineralische Düngemittel entsprechend den geltenden Düngungsrichtlinien, den Bodenversorgungsklassen, den Mineralisierungsbedingungen (Verfügbarkeit) und dem zu erwartenden Ertrag bzw. angestrebten Qualitätszielen zugeführt. Schlagbilanzen geben Hinweise über die langjährige An- und Abreicherung der Bodennährstoffvorräte. Bilanzen und die Summe an Nährstoffvorräten informieren über die langfristige Nährstoffversorgung bzw. den langfristigen Nährstoffstatus eines Schlags, eines Betriebes oder hochgerechnet einer Region. Über organische Düngemittel zugeführte Nährstoffe sind nicht nur anteilig im Jahr der Ausbringung anzurechnen, sondern auch die schrittweise Mineralisierung über die Jahre.

Die organische Nährstoffversorgung ist auch in Betrieben ohne Tierhaltung von Bedeutung, da sie einerseits das Erosionsrisiko mindert, die Bodenstruktur und das Wasserhaltevermögen verbessert, die Humusbilanz ausgleicht und die Effizienz der Mineraldüngung verbessert. Hier sind alle Quellen an organischer Biomasse in Betracht zu ziehen, die regional zur Verfügung stehen. Die Schließung regionaler Stoffkreisläufe ist ein vorrangiges zukunftsweisendes Konzept, welches sowohl unter Klimaschutz-Gesichtspunkten (Erhöhung der C-Sequestrierung) als auch zur effizienten Rezirkulierung von Makro- und Mikronährstoffen langfristig wirtschaftlich wie auch ökologisch als alternativlos zu bezeichnen ist.

Auswirkungen der Novelle der Düngeverordnung in 2017

2018 urteilte der Europäische Gerichtshof, dass die 2017 novellierte und in Deutschland geltende Gesetzgebung zum Schutz der Gewässer vor Nitratbelastungen nicht ausreicht und Deutschland somit gegen die europäische Nitratrichtlinie verstoße. Um Strafzahlungen in Höhe von täglich 860.000 Euro abzuwenden, verständigten sich das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit im Juni 2019 auf erweiterte Maßnahmen, die der Europäischen Kommission vorgelegt wurden. Diese beinhalten eine um 20 % reduzierte Stickstoffdüngung in besonders belasteten Gebieten, eine Mengen-Obergrenze in Höhe von 170 kg Stickstoff je Hektar und Jahr pro Schlag bzw. für Einzelflächen, eine bis zu vier Wochen verlängerte Sperrzeit und größere Abstände zu Gewässern beim Düngen. Extensiv wirtschaftende Landwirtschaftsbetriebe und Ökobetriebe, die durchschnittlich auf ihren Landwirtschaftsflächen weniger als 160 kg Stickstoff je Hektar und Jahr

und davon max. 80 kg mineralisch düngen, sollen von der Reduzierung der Düngung und der Mengen-Obergrenze freigestellt werden (BMEL, 2019b).

Im Rahmen der novellierten Düngverordnung von 2017 ergaben sich im Wesentlichen folgende Änderungen: Die Ausbringung von organischen Düngemitteln wird mit der Verordnung auf 170 kg N/ha/a begrenzt. In diese Obergrenze werden neben tierischen Wirtschaftsdüngern auch Gärreste, Klärschlamm und Kompost einbezogen (DüV, 2017:8). Landwirtschaftliche Betriebe mit Tierhaltung müssen in einer „plausibilisierten Feld-Stall-Bilanz“ Düngemittelanfall und -verwendung darlegen. Hierbei werden die Zu- und Abfuhr von der landwirtschaftlich genutzten Fläche quantifiziert. Die Differenz der Zu- und Abfuhr (Überschuss) darf ab 2020 50 kg N/ha und 20 kg P/ha (ab 2023 10 kg P/ha) betragen. Bei Böden mit hohen P-Gehalten darf kein Überschuss mehr anfallen (DüV, 2017:11). Vor der Ausbringung wesentlicher Nährstoffmengen (50 kg N/ha, 30 kg P/ha) ist eine kulturartenspezifische Düngebedarfsermittlung durchzuführen (DüV, 2017:5). Ab 2018 müssen alle Betriebe mit mehr als 2,5 GVE und mehr als 30 ha LF oder mehr als 50 GVE eine Stoffstrombilanz (Hoftorbilanz) erstellen (ab 2023 alle Betriebe mit mehr als 20 ha LF oder mehr als 50 GVE) (BMEL, 2017b).

Für die Ausbringung werden die saisonalen Sperrfristen ausgeweitet (DüV, 2017:9). Für die Ausbringung von organischen Düngemitteln wird ab 2020 der Einsatz von Schleppschauch, Schleppschuh und Schlitztechnik vorgeschrieben (DüV, 2017:12 ff.). Auf einem unbestellten Acker müssen organische und organisch-mineralische Düngung innerhalb von vier Stunden eingearbeitet werden (DüV, 2017:7).

Durch eine höhere Anrechnung der Düngewirksamkeit von Wirtschaftsdüngern (Gärsubstrate etc.) in der novellierten DüV wird davon ausgegangen, dass in der Folge weniger Mineraldünger ergänzend ausgebracht wird (UBA, 2018:61). Bach et al. (2016) erwarten, dass mit einem geringeren nationalen N-Überschuss grundsätzlich weniger potenzielle Nitrateinträge in die Grundwasserkörper sowie atmosphärische Ammoniak- und Lachgas-Depositionen erreicht werden können. Die Autoren plädieren jedoch für eine regionale Betrachtung und regionale Zielwerte, die die standörtlichen Gegebenheiten berücksichtigen (insbesondere die jährliche Sickerwasserrate). Hierfür müssten jedoch regional unterschiedlich starke Minderungsmaßnahmen abgeleitet werden (ebd.:45). LAWA (2014b:25) benennen die Einhaltung der N-Salden als die wichtigste Einzelregelung und gehen von einer flächenhaften Reduktion der N-Einträge von 10 % und in Gebieten mit einem schlechten chemischen Zustand von 30 % aus. Die Autoren prognostizieren, dass der tatsächlich notwendige Minderungsbedarf, um die N-Einträge in die Nord- und Ostsee auf das geforderte Maß zu reduzieren, mit der novellierten DüV nicht erreicht werden kann.

Auch Taube (2018) schlussfolgert, dass mit der novellierten DüV keine nennenswerte Reduzierung der N-Überdüngung und damit der Nitrateinträge in das Grundwasser zu erreichen sind, da eine Vielzahl von agrar- und umweltwissenschaftlichen Fachempfehlungen bei der Novellierung missachtet wurden. Taube (2018), Isermann, Isermann (2017) und Reimund (2019) geben an, dass die veranschlagten Düngebedarfe in vielen Fällen zu hoch angesetzt sind, Düngezuschläge zugelassen und mögliche Düngeabschläge deutlich unterschätzt werden und dass die Mindestanrechenbarkeiten für organische Dünger zu gering sind.

Reimund (2019:178) kritisiert, dass eine bedarfsgerechte Kalkulation mit Faustzahlen bei den Wirtschaftsdüngern nicht möglich ist, da bspw. beim Rindermist bei zehn Tonnen Frischmasse im Mittel 50 kg N anfallen, die Streubreite jedoch bei 20 bis 100 kg N liegt.

Taube (2018:14) und SRU (2015:327) geben an, dass 170 kg N/ha/a, insbesondere in gefährdeten Gebieten, als auch die erlaubten N-Salden (= +50 kg N/ha/a) zu hoch angesetzt sind. Die Zufuhr von organischem Stickstoff sollte bei 80 bis 120 kg N/ha/a (bei Anrechnung von atmosphärischen Verlusten durch Lagerung und Ausbringung 120 bis 160 kg N/ha/a) liegen, um den Stickstoff effizient zu verwerten und potenzielle Verluste zu reduzieren (vgl. SRU, 2015:328).

Darüber hinaus urteilt Taube (2018:13), dass es keine bundeseinheitliche Vorgaben für die Untersuchungsmethoden für P-Bodengehalte sowie keine bundeseinheitlichen P-Bodengehaltsklassen gibt, mit der Folge, dass auch keine bundeseinheitliche, kulturspezifische Bedarfsermittlung für Phosphor verfügbar ist.

Isermann und Isermann (2017) kritisieren, dass das Grundproblem der zu hohen Viehbesatzdichten nicht gelöst werde und in der Folge Flächen eine Düngung erhalten, insbesondere mit Phosphor und Kalium, die jedoch keinen Bedarf aufweisen. Weiterhin wird in der Flächenbilanzierung (plausibilisierte Feld-Stall-Bilanz) der novellierten DüV keine atmosphärische Deposition von Stickstoff berücksichtigt (UBA, 2018:65), die jedoch insbesondere in viehstarken Regionen eine wichtige Immissionsquelle darstellt (s. Keller, Wendland, 2017:35). Bis zur Einführung der novellierten Düngeverordnung wurde nur eine geringe Anzahl der Landwirtschaftsbetriebe auf die Einhaltung der Cross-Compliance-Regelungen kontrolliert, Fachrechtskontrollen fanden nur anlassbezogen statt, und Bußgelder wurden bei Verstößen nur teilweise vergeben. Aus diesem Grund wird davon ausgegangen, dass in den letzten Jahren in der Praxis ein Umsetzungsdefizit hinsichtlich der Düngeverordnung bestand (LAWA, 2014b:10). Schießl et al. (2015) weisen ebenfalls darauf hin, dass die Gesetzeslage die übermäßige Ausbringung von Nährstoffen bereits vor der Novellierung der DüV einschränkte, jedoch mangelhaft vollzogen wurde. Ebenda geben zu bedenken, dass viele gewerblich tierhaltende Betriebe nicht in die Cross-Compliance-Kontrollen und -Sanktionen eingebunden sind, obwohl eben diese Betriebe einen wichtigen Beitrag zu regionalen Nährstoffüberschüssen leisten. Taube (2018) konstatiert, dass die novellierte DüV eine wirkungslose Vollzugsarchitektur aufweist, d.h. dass eine begrenzte Kontrollier- und Sanktionierbarkeit von Verstößen vorliegt, da Ordnungswidrigkeits-/Sanktionstatbestände kaum justiziable sein werden und in der Folge wenig Verhaltensänderungen bei den betroffenen Betrieben zu erwarten sind.

5.3.2 Pflanzenschutzmittel und Herbizide sowie alternative Verfahren

Der intensive und systematische Einsatz von Insektiziden, Fungiziden und indirekte Effekte durch den Einsatz von Herbiziden sind wichtige Faktoren für negative Auswirkungen auf die Biodiversität (s. Sánchez-Bayo, Wyckhuys, 2019 sowie Kapitel 3.2). In Deutschland werden im Mittel (1995 bis 2016) pro Jahr etwa 10.300 Tonnen Fungizide, 910 Tonnen Insektizide und Akarizide und 16.500 Tonnen Herbizide eingesetzt (Wirkstoffe) (UBA, 2018:54). Demnach entfallen prozentual 60 % auf Herbizide, 37 % auf Fungizide sowie 3 % auf Insektizide und Akarizide.

Eine systemische Gestaltung und ein als Einheit gedachtes Produktions- und Agrarökosystem beinhalten Lösungen, um den Verlust der Artenvielfalt als auch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden zu senken. Um die Artenvielfalt zu fördern, ist es wesentlich, Begleitstrukturen in der Agrarlandschaft zu erhalten und (wieder-)herzustellen (s. Kap. 5.2.2). Damit werden auch natürliche Gegenspieler unterstützt, so dass es in der Folge möglich ist, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, in diesem Fall insbesondere von Insektiziden zu reduzieren. Gleiches gilt für die Gestaltung der Fruchtfolge (s. Kap. 5.2.1) und die Bodenbearbeitung (s. Kap. 5.2.3): Mit ihnen können das antiphytopathogene Potenzial erheblich gestärkt, Unkraut zu einem hohen Grad kontrolliert und dadurch Herbizide wesentlich und Fungizide teilweise reduziert werden – wenn es auch in der Bodenbearbeitung zu Zielkonflikten kommen kann, die kontextuell abgewogen werden müssen. Grundsätzlich gibt es mit dem Konzept des Integrierten Pflanzenschutzes (IPS) einen Ansatz, der das Minimierungsgebot beinhaltet und die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden als letztes Mittel vorsieht. Im Rahmen des IPS gilt es, vorerst vorbeugende Maßnahmen (Sortenwahl, Fruchtfolge, Kulturführung) und biologische Maßnahmen auszuschöpfen sowie eine konsequente Orientierung am ökonomischen Schadschwellenprinzip (UBA, 2016b:15). Der weitverbreitete vorauseilende Einsatz von PSM und Herbiziden – z.B. Saatgut-Beizung, Krautabtötung vor der Ernte, die vorsorgliche Beimischung eines Insektizids beim Ausbringen eines Fungizids im Getreide - zeigt, dass der IPS nicht flächendeckend angewendet wird und somit ein erhebliches Potenzial besteht, den Mitteleinsatz zu reduzieren (ebd.:15).²⁶

Eine Studie der Biologischen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Forst (BBA) von 2002 hat festgestellt, dass die Aufwandmenge an PSM und Herbiziden um 20 bis 50 % reduziert werden kann. Bei einer Halbierung der Herbizid-Aufwendungen reduzierte sich der Ertrag in dem Langzeitversuch um 10 %. Die Halbierung der Dosis an Fungiziden zeigte in vielen Fällen keine Ertragsreduktion (SRU, 2004:305). Eine Reduktion des PSM-Einsatzes um etwa 30 % durch verbesserte Beratung und Technik wurde als realistisch eingeschätzt (ebd.:305).²⁷ Die Aufwandmengen von PSM und Herbiziden sind im Zeitraum 1995 bis 2016 mehr oder weniger konstant geblieben bzw. teilweise leicht gestiegen (s. Abb. 2).²⁸

²⁶ Schätzungen gehen davon aus, dass nur jeder siebte Landwirt vollständig nach den Regeln des IPS wirtschaftet:

https://www.deutschlandfunk.de/integrierter-pflanzenschutz-ackerglueck-ohne-chemiekeule.724.de.html?dram:article_id=422679

²⁷ „Die in der Praxis üblichen überhöhten PSM-Aufwandmengen sind darauf zurückzuführen, dass die Hersteller quasi hundertprozentigen Erfolg gewährleisten müssen und daher die empfohlenen Aufwandmengen in entsprechend hohen Bereichen liegen.“ (SRU, 2004:305)

²⁸ Die leicht steigenden Mengen an verkauften PSM und Herbiziden sind u.a. auf die verstärkte Umwandlung von Brach- und Stilllegungsflächen in Ackerland zurückzuführen (Hommel et al., 2014:431). Die aggregierte verkaufte Menge an PSM und Herbiziden ist nur bedingt aussagekräftig, da z.B. trotz sinkenden Absatzes die Behandlungsintensität steigen kann (S. Spycher, 2015). Für

Lechenet et al. (2017) sehen bei 59 % der in der Studie untersuchten Landwirtschaftsbetriebe Einsparmöglichkeiten von PSM und Herbiziden in Ackerbaubetrieben von 42 %, wobei hiervon 37 % auf Herbizide, 47 % auf Fungizide und 60 % auf Insektizide entfallen.²⁹ Diese Einsparmöglichkeiten sind den Autoren nach realisierbar, ohne sich negativ auf die Produktivität und die Rentabilität auszuwirken. 11 % der Betriebe profitieren sogar aufgrund einer höheren Rentabilität. Darüber hinaus zeigt sich in der Studie, dass die Betriebe, die einen positiven Behandlungsindex³⁰ (höhere Aufwandmengen) und somit Einbußen im Ertrag und Einkommen aufzeigen, die geringsten Gehalte an organischer Masse im Boden aufweisen.

Butault et al. (2010) haben verschiedene PSM-Reduktionsszenarien berechnet. Bei einer Reduktion des PSM- und Herbizid-Einsatzes im Ackerbau von 40 % ergaben sich 7 % geringere Erträge, jedoch ohne negative Auswirkungen auf den Deckungsbeitrag. Bei einer Reduktion von 50 % ergaben sich Mindererträge von im Schnitt 12 %, wobei die Reduktion der Deckungsbeiträge unterhalb von 10 % rangierte.³¹

Nave et al. (2013) zeigen in einer kleineren Studie, dass am Beispiel von Weizen ein signifikanter Anteil (33 %) von Landwirten den Einsatz externer Betriebsmittel, inklusive PSM und Herbizide, reduzieren und dadurch zusätzlich die Wirtschaftlichkeit verbessern könnte. Es zeigte sich, dass insbesondere Betriebe, die auf das Arbeiten mit Warnsystemen verzichten, einen höheren Input leisten als notwendig.

In einer Studie zur Diversifizierung von Pflanzenbausystemen konnten Davis et al. (2012) beispielhaft zeigen, dass mit kleinen Veränderungen in der Fruchtfolge und der Integration von Klee bzw. Luzernen signifikant weniger Herbizide eingesetzt werden konnten, bei ähnlicher oder teilweise sogar besserer Wirtschaftlichkeit. Die Herbizid-Aufwendungen betragen 1,9 kg/ha einer zweijährigen Fruchtfolge (Mais, Soja) und 0,2 kg/ha in einer viergliedrigen Fruchtfolge (Mais, Soja, Getreide, Luzerne).

Dachbrodt-Saaydeh et al. (2018) haben die Pflanzenschutzmaßnahmen aus dem Projekt „Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz“ von mehreren tausend Landwirtschaftsbetrieben (Acker-, Obst-, Wein-, Hopfen-, Freilandgemüse-Anbau) in Deutschland für den Zeitraum 2007 bis 2016 nach „Abweichungen vom notwendigen Maß“³² ausgewertet. Für die Behandlungen im Winterweizen

Deutschland lässt sich jedoch schlussfolgern, dass die potenziell möglichen Einsparmöglichkeiten von etwa 30 % nicht realisiert wurden, da sich Einsparungen in dieser Größenordnung in den verkauften Mengen an PSM und Herbiziden niedergeschlagen hätten.

²⁹ Die Studien von Lechenet et al. (2017), Nave et al. (2013) und Butault et al. (2010) wurden in Frankreich durchgeführt und sind von daher nicht zu 100 % auf Deutschland übertragbar, zeigen jedoch ungefähre Größenverhältnisse für mögliche Einsparmöglichkeiten.

Diskussion zu der Studie von Lechenet et al. (2017): <https://www.sciencemediacenter.de/alle-angebote/research-in-context/details/news/weniger-pestizide-aber-nicht-weniger-ernte-und-weniger-einkommen-auf-vielen-bauernhoefen-scheinbar/>

³⁰ Behandlungsindex: Der Behandlungsindex gibt die Intensität des Pflanzenschutzes an, d.h. die Anzahl der angewandten PSM bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche (siehe: <https://papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=43>)

³¹ Die Auswirkungen auf die Deckungsbeiträge sind von jährlichen Preisschwankungen der Betriebsmittel und der Erlöse abhängig.

³² Das „notwendige Maß“ wird u.a. in UBA (2016b:8) kritisch diskutiert. Des Weiteren ist es schwierig, wenn die Befall-Situation nicht vor Ort begutachtet wird, festzustellen, ob eine Maßnahme tatsächlich dem „notwendigen Maß“ entsprochen hat.

In einem intensiv betriebenen Anbausystem (z.B. enge Fruchtfolgen), das sich an den Kulturen mit dem höchsten Gewinn orientiert, ergibt sich zudem ein anderes „notwendiges Maß“ als in einem Anbausystem, das z.B. die Fruchtfolgen auf eine maximale Reduktion von Schaderregern und Unkrautdruck ausrichtet. In der Studie von Saltzmann und Kehlenbeck (2018) ist sehr anschaulich, welche Einsparmöglichkeiten bspw. durch eine angepasste Fruchtfolge möglich sind.

entsprachen etwa 6 % der Herbizid-, 14 % der Fungizid- und 33 % der Insektizid-Behandlungen nicht dem „notwendigen Maß“. Für Wintergerste³³ waren dies etwa 6 % der Herbizid-, 15 % der Fungizid- und 34 % der Insektizid-Behandlungen und für Winterraps 7 % der Herbizid-, 9 % der Fungizid- und 23 % der Insektizid-Behandlungen.

Getreide

Saltzmann und Kehlenbeck (2018) bzw. Schwarz et al. (2018) zeigen beispielhaft an einem Langzeitversuch mit Winterweizen, dass weite Fruchtfolgen (in diesem Fall sechsgliedrig) das Potenzial haben, die Pflanzenschutzintensität deutlich zu reduzieren. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass ein maximierter Ertrag nicht automatisch wirtschaftlich von Vorteil ist. Eine Reduktion des Behandlungsindex bzw. der Aufwandmenge mit PSM und Herbiziden um 50 % gegenüber der „Guten fachlichen Praxis“ führte zu einer vergleichbaren Wirtschaftlichkeit, wenn die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes eingehalten werden. Die Erträge nahmen beim A-Weizen bei einer Reduktion von PSM und Herbiziden um 25 % im Vergleich zur „Guten fachlichen Praxis“ von 84,7 dt/ha auf 83,7 dt/ha und beim E-Weizen von 78,3 dt/ha auf 78,2 dt/ha (-0,2 %) ab. Bei einer Reduktion von PSM und Herbiziden um 50 % änderten sich die Erträge beim A-Weizen von 84,7 dt/ha auf 80,1 dt/ha (-5,4 %) und beim E-Weizen von 78,3 dt/ha auf 74,5 dt/ha (-4,8 %). Die Ergebnisse belegen, dass eine Einsparung von PSM und Herbiziden möglich ist, ohne dass die Erträge deutlich abnehmen. Tschumi et al. (2015) konnten im Fall von Winterweizen zeigen, dass mit der Anlage von Blühstreifen und der damit einhergehenden Nützlingsförderung, Schaderregerpopulationen unter die Schadschwelle gedrückt und somit Insektizide eingespart sowie Erträge gesteigert werden können. Ähnlich zeigen Balmer et al. (2013), dass mit einer Diversitätsstrategie, in diesem Fall mit dem Einsatz von Kornblumen in Weißkohlfeldern, der Pestizideinsatz in Intensivkulturen reduziert werden kann. Insbesondere in getreidebetonten Fruchtfolgen ist eine zunehmende Vergrasung und Verunkrautung zu beobachten, was den Herbizid-Einsatz wiederum erhöht (z.B. Henne, 2018:4). Zur Stoppelbearbeitung wird ein Herbizid (Glyphosat) eingesetzt, da dies zeit- und kostensparend ist (Bonanomi et al., 2007). Eine Reduktion der Herbizide bzw. der massiven Vergrasung und Verunkrautung wird nur über einen Wechsel von Winterung und Sommerung sowie der Integration von Zwischenfrüchten ermöglicht.

Die Kombination von situationsbezogener Behandlung und dem Anbau von krankheitsresistenten Sorten hat im Weizenanbau ein hohes Einsparpotenzial an Fungiziden und somit an Kosten (Kehlenbeck, Rajmis, 2018). In der Untersuchung von Rajmis, Kehlenbeck (2018) bezüglich eines reduzierten Pflanzenschutzes und reduzierter Düngung wird die Ertragsstabilität von Weizenzüchtern als wichtigste Herausforderung genannt. Es ist jedoch die Auflockerung der Fruchtfolge, die phytosanitäre Probleme sowie Unkrautdruck verringert und die Erträge stabilisiert oder sogar erhöht (s. z.B. Freyer, 2003b; Van Bruggen, Finckh, 2016).

Bei derzeit circa drei Millionen Hektar Anbaufläche in Deutschland (siehe Abb. 4) ergeben sich allein im Winterweizenanbau erhebliche Einsparpotenziale von Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln.³⁴

³³ Für Triticale und Winterroggen ergeben sich sehr ähnliche Pflanzenschutzintensitäten. Für diese Kulturen sind keine differenzierten Werte hinsichtlich der einzelnen PSM und Herbizide aufgeführt (s. Dachbrodt-Saaydeh et al., 2018:63).

³⁴ Beispielrechnung (grobe Schätzung): In Baden-Württemberg werden derzeit auf 225.000 ha etwa 550 t Herbizide, Fungizide, Insektizide und Wachstumsregler im Winterweizenanbau angewendet (NABU, 2018). Auf drei Millionen ha ergeben sich somit ungefähr 6.600 t Wirkstoffe, die im Winterweizenanbau in Deutschland angewendet werden.

Raps

Im Rapsanbau steht der Insektizid-Einsatz aufgrund des erheblichen Schädlingsdrucks im Vordergrund, wenngleich auch Herbizide und Fungizide häufig eingesetzt werden (Spycher et al., 2015:63). Eine Studie von Bouchard et al. (2011) an 17 Standorten in Frankreich zeigte einen im Schnitt um 44 % verringerten PSM-Einsatz, 6 % weniger Ertrag und einen um 20 % höheren Deckungsbeitrag, wenn ein IPS-System umgesetzt wurde. Düngung, Saatzeitpunkt und Sortenwahl sind wichtige Faktoren im Rapsanbau, um das Krankheitsrisiko und speziell den Fungizid-Einsatz stark zu reduzieren (Aubertot et al., 2004), der häufig nicht wirtschaftlich ist (vgl. Spycher, 2015:65). In einem Versuch von Nilsson et al. (2014) ergab eine rein mechanische Unkrautkontrolle im Raps einen Ertragsrückgang von 3 %. Studien mit unkrautunterdrückenden Untersaaten in der Schweiz hingegen haben sich als ertrags- und kostenneutral erwiesen (Spycher et al., 2015:66). Es gibt auch Versuche mit Mischkulturen, um den Einsatz von Insektiziden im Rapsanbau zu reduzieren. Die Beimischung von 5 % Rübsen als Fangpflanze auf einem 10 bis 15 Meter breiten Streifen ist eine Maßnahme, um Rapsschädlinge anzulocken, wobei nur die Rübsenstreifen bei Überschreiten der Schadschwelle behandelt werden (vgl. ebd.:65). Das Verbot von Neonicotinoiden, die insbesondere beim Raps als Beizmittel eingesetzt wurden, wirkt sich rückläufig auf die Anbaufläche im konventionellen Anbau aus.

Mais

Im Maisanbau erfolgt der höchste Input in Form von Herbiziden (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2018:63), Fungizide und Insektizide haben im Vergleich eine geringe Bedeutung (vgl. Haffmans, 2007:14). Es besteht die Möglichkeit, den Herbizid-Einsatz teilweise oder ganz durch eine mechanische Unkrautregulierung zu ersetzen. Vasileiadis et al. (2015) zeigen eine Reduktion des Herbizid-Einsatzes von 60 % bei einer Kombination von mechanischer und chemischer Unkrautkontrolle, wobei der Behandlungsindex³² von 2,0 auf 0,6 reduziert werden konnte, bei einem nicht signifikantem Ertragsrückgang von 3 %. Weitere Studien zeigen Herbizid-Reduktionen von 50 bis 100 % bei Ertragsrückgängen zwischen 2 und 45 % bzw. teilweisen Ertragszunahmen (Spycher et al., 2015:63). Eine weitere produktionstechnische Möglichkeit ist eine Untersaat von Leguminosen oder Gräsern, die eine Spätverunkrautung unterdrücken, ohne das Maiswachstum zu behindern. Die Erträge lagen in dieser Variante nur leicht unter denen einer vollständigen chemischen Unkrautkontrolle (vgl. ebd.:64).

Insbesondere weil Mais selbstverträglich ist, wird dieser häufig in hoher Frequenz angebaut, was neben der späten Saat und Deckung sowie der hohen Düngergaben vorteilhafte Bedingungen für konkurrierende Gräser und Kräuter darstellt (Haffmans, 2007:15). Allein mit der Erweiterung der Fruchtfolge ergeben sich hohe Potenziale, Herbizide und PSM deutlich zu reduzieren (ebd.:16).

Zuckerrübe

Im Zuckerrübenanbau stellt der Herbizid-Einsatz ebenfalls die häufigste chemische Maßnahme dar, mit Behandlungshäufigkeiten³⁵ von 4,07 bis 5,23 (2005 bis 2015), gefolgt von Fungiziden (0,47 bis 1,11) und Insektiziden (0,11 bis 0,38) (Roßberg et al., 2017). Eine Kombination von zur Hälfte chemischer Herbizid-Behandlung und mechanischer Unkrautkontrolle zeigte in einer Untersuchung neben einer Reduktion des Herbizid-Einsatzes um 50 % Minderkosten von 25 bis 35 % (vgl. Spycher et al., 2015:65).

Mechanische Kontrolle von Beikräutern

Eine teilweise mechanische Beikraut-Kontrolle zeigt wesentliche Einsparmöglichkeiten beim Herbizid-Einsatz (siehe Bsp. Zuckerrübe, Mais). Je nach Kultur, Standort, Witterung, Anbaupraxis (Stichwort: Unkrautsamenbank) kann auch eine vollständige mechanische Beikraut-Kontrolle zu einem ähnlichen Ertrags- und betriebswirtschaftlichen Ergebnis führen (vgl. z.B. Spycher, 2015:63). Die Verwendung einer mechanischen Unkrautkontrolle verhindert auch Biodiversitätsschäden außerhalb der landwirtschaftlichen Flächen durch Abdrift und Austrag durch Abfluss (Sánchez-Bayo, Wyckhuys, 2019:20). Es ist jedoch zu beachten, dass auch bei der mechanischen Kontrolle auf ein ökologisch sinnvolles Verhältnis von Nutzpflanzen und Beikräutern zu achten ist (Neubert, 2018). Auch der Schutz von bodenbrütenden Vogelarten ist zu beachten.

Neue Technologien – Präzisionslandwirtschaft

Mit der Entwicklung von präziseren und gezielteren Behandlungen durch Pflanzenschutzmittel besteht ein hohes Potenzial, PSM und Herbizide zu reduzieren. Bereits 2011 beschrieben Zijlstra et al. ein generisches Modell, das, entsprechend mit Daten versorgt, das gesamte Anbausystem überwacht, Präventionsmaßnahmen empfiehlt, Interpretationen liefert und Handlungsempfehlungen hinsichtlich des Schaderreger- und Krankheitsaufkommens sowie der Unkrautbehandlung gibt. Heute ist die Digitalisierung bereits in der Landwirtschaft angekommen. Ein Großteil moderner Traktoren fährt GPS-gesteuert, Spritzdüsen schalten sich bei Überlappungen automatisch ab und Infrarotsensoren können in Echtzeit die Nährstoffgehalte in Gülle messen. Satelliten liefern bereits hochaufgelöste Luftaufnahmen, die beispielsweise zur Prognose von Ernten und Erträgen genutzt werden können und somit den Handel mit Agrarrohstoffen beeinflussen. Laut einer Umfrage des Branchenverbandes Bitkom 2018 nutzt bereits fast jeder zehnte Landwirt Drohnen auf seinem Betrieb. Diese kommen insbesondere bei der Erkennung von Wildtieren vor der Ernte, bei der Überwachung und Kartierung von Pflanzenbeständen oder bei der Ausbringung von Nützlingen zum Einsatz.³⁶ Aufwändige Prozessabläufe, wie zum Beispiel die Koordination von Erntekampagnen, können durch die direkte Maschine-zu-Maschine-Kommunikation erleichtert werden. Neben den technischen Möglichkeiten kann die Digitalisierung auch bei der Erledigung bürokratischer Angelegenheiten von Nutzen sein, indem erhobene Daten direkt in Buchführungssysteme eingespeist werden. Insbesondere der Entwicklung von autonomen Feldrobotern wird in vielerlei Hinsicht Bedeutung beigemessen. Aufgrund ihrer Größe und Masse stößt die Entwicklung von landwirtschaftlichen Maschinen an ihre Grenzen. Größenvorteile könnten zukünftig durch intelligente Vernetzung oder durch sogenannte Schwärme von autonomen Ackerrobotern

³⁵ Die Behandlungshäufigkeit (BH) bezeichnet die Anzahl der Pestizidanwendungen bezogen auf die jeweilige Anbaufläche.

Tankmischungen oder verringerte Wirkstoffdosen werden hier nicht berücksichtigt. Der BH-Wert dient u.a. als Maß für den Aufwand an Arbeitszeit und Energie (Diseleinsatz), der für den Pestizideinsatz in einem landwirtschaftlichen Betrieb erbracht wird (<https://papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=46>).

³⁶ <https://www.bitkom.org/Presse/Presseinformation/Fast-jeder-zehnte-Bauer-setzt-auf-Drohnen>

ausgeglichen werden (de Witte et al., 2017). Durch kleine Feldroboter ließe sich das Gewicht und die damit einhergehende Bodenverdichtung reduzieren. In der Entwicklung befinden sich Computer- und Sensorsysteme, die Pflanzen erkennen und Herbizide gezielt auf individuelle Pflanzen in Mikrodosen ausbringen sollen, den Herbizid-Einsatz potenziell signifikant reduzieren (Young, Giles, 2014) und nützliche bzw. gefährdete Ackerwildkräuter belassen können. Auch der gänzliche Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel ist möglich, indem die erkannten Beikräuter mechanisch entfernt werden. Digital unterstützte Einzelkornsaat ermöglicht beispielsweise eine in der Reihe versetzte Saat, so dass nicht nur zwischen den Reihen, sondern auch in der Reihe eine mechanische Beikrautregulierung erfolgen kann. Ebenso für die Steigerung der Pflanzenvielfalt auf dem Acker bietet die Digitalisierung Potenziale. In Mischkulturen oder Agroforstsystemen ist der Arbeitsaufwand häufig ein limitierender Faktor. Automatisierung durch Einzelpflanzenerkennung und Bearbeitung könnte in der Lage sein, unterschiedliche Kulturen auf dem Acker zu kombinieren (de Witte et al., 2017). Durch die Reduzierung bzw. den Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel, das verringerte Maschinengewicht und die Unterstützung von Mischkulturen kann der Digitalisierung der Landwirtschaft durchaus Potenzial für den Umweltschutz eingeräumt werden. Dennoch besteht die Gefahr, dass nur technologische Lösungen gesucht werden, ohne die Anbausysteme insgesamt nachhaltiger und vor allem resilienter zu gestalten. Zudem muss die Problematik der Datensicherheit und der Datenhoheit mitgedacht werden. Von Seiten des Gesetzgebers sind hier Rahmen zu schaffen, die die Autonomie der Landwirte sicherstellen. Auch die Standardisierung von Schnittstellen stellt in diesem Zusammenhang eine Herausforderung dar. Die Übergänge von Hardware zu Software müssen so gestaltet sein, dass die Landwirte selbst entscheiden können, welchen Anbieter oder Hersteller sie mit welchen Geräten oder Systemen kombinieren wollen. Sollte dies nicht sichergestellt sein, droht eine Machtkonzentration und letztlich eine Monopolisierung des digitalen Agrarmarktes (Mooney, 2018).

Ausbildung und Beratung

Den Integrierten Pflanzenschutz (IPS) und generell das gesamte Anbausystem in die Planung des Pflanzenschutzes einzubeziehen, erfordert ein Mehr an Zeit und Wissen (Ökosystemverständnis). Zeit ist insbesondere in kleineren Betrieben oftmals ein limitierender Faktor, vor allem während der Arbeitsspitzen im Frühjahr und Herbst. Der IPS erfordert einen höheren Zeitaufwand für Monitoring, Befalls-Einschätzung und Mittelauswahl (vgl. Andert et al., 2016). Insbesondere ein intensives Monitoring des Aufkommens von Schadorganismen ist ein wichtiger Faktor, um Pflanzenschutzmaßnahmen zu optimieren (Saltzmann, Kehlenbeck, 2018:135).

Die Landwirte müssen diesbezüglich auf mehreren Ebenen unterstützt werden, angefangen bei der Ausbildung, einer unabhängigen Beratung (vgl. UBA, 2016b:14) sowie einer möglichen Kanalisierung der Agrarförderungen. Eine Steuer auf Pflanzenschutzmittel würde den ökonomischen Anreiz erhöhen, Einsparmöglichkeiten zu suchen. Die Einnahmen könnten wiederum direkt oder indirekt den Produzenten über Beratung u.Ä. zugutekommen (s. z.B. Butault et al., 2010).

6 SZENARIEN EINER ACKERBAULICHEN ÖKOLOGISIERUNG

In diesem Kapitel werden die vorausgegangenen Überlegungen zur Ökologisierung konkretisiert. Dabei wird der Frage nachgegangen, wie sich die veränderten acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen unter Berücksichtigung von Preisen und Kosten auf die pflanzenbaulichen Erträge und die Wirtschaftlichkeit des Ackerbaus auswirken. Dazu werden verschiedene Stufen einer Ökologisierung des Ackerbaus dargestellt und die Erträge und die Wirtschaftlichkeit über Deckungsbeitragsrechnungen bzw. über einen Gesamtdeckungsbeitrag Fruchtfolge für sechs verschiedene Ertragsniveaus bzw. Anbauregionen in Deutschland ermittelt (siehe dazu KTBL). EU-Agrarzahlungen werden in die Berechnung nicht mit einbezogen. Die dargestellten Modelle umweltverträglicher acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen folgen einem gestaffelten Ansatz. Diese kommen über Kulturartenanteile sowie nach Kulturarten festgelegten Obergrenzen von Stickstoffdüngermengen, Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln zum Ausdruck. Die Vorgaben sind in einem Zeitrahmen von jeweils sechs Jahren einzuhalten.

Dem Humus- und Stickstoffhaushalt wird eine zentrale Indikatorfunktion für die ökologische Leistung eines Betriebes zugeordnet. Insofern soll neben der herkömmlichen Kontrolle von Fruchtfolge und Mitteleinsatz, neben der schlagspezifischen Stickstoff- bzw. Stoffstrombilanz³⁷ – wie in der DüV 2017 vorgesehen – auch eine Humusbilanz erstellt werden. Nimmt das Klee gras bzw. die Zwischenfrucht einen höheren Anteil ein, so besteht Anspruch auf eine zusätzliche Vergütung. Die Begrenzung der ackerbaulich genutzten Schlaggrößen auf ein ökonomisch und ökologisch wirksames Maß (Orientierung: 10 bis 30 Hektar) ist mittelfristig umzusetzen. Die Flächenbegrenzung kann durch Ackerrandstreifen, Buntbrachestreifen und Heckenstreifen erfolgen.

Zu beachten ist, dass bei der Variante „kontrolliert biologischer Anbau“ (kbA) keine Rückgänge der Marktpreise kalkuliert wurden. Davon ist in Zukunft jedoch auszugehen.

³⁷ Auch hier gilt, dass die novellierte DüV 2017 dem wissenschaftlichen Stand des Wissen nach angepasst werden sollte (siehe Taube, 2018).

6.1 Ökologisierungsstufen

Für eine Entlastung der natürlichen Ressourcen Boden, Wasser, und Klima, bzw. zur Förderung der Arten- und Biotopvielfalt werden verschiedene Stufen einer Ökologisierung des Ackerbaus dargestellt. Die unterschiedlichen Stufen beinhalten im Wesentlichen aufgelockerte Fruchtfolgen, die Integration von Zwischenfrüchten sowie einen sinkenden Einsatz an Herbiziden, Pflanzenschutzmitteln und Stickstoff. Insgesamt können drei bzw. mit dem kontrolliert biologischen Anbau vier abgestufte Varianten einer Ökologisierung unterschieden werden (s. Tab. 3).

Tabelle 3 Produktionstechnische Maßnahmen nach Ökologisierungsstufen

Ökologisierungsstufen	Annahmen
Referenz (Intensive Variante)	<ul style="list-style-type: none"> • < 4 Kulturarten • Keine Vorgaben für ZF • Derzeit verwendete Mengen an Herbiziden, PSM und Stickstoffdünger in Anlehnung an die jeweiligen Ertragsniveaus nach KTBL, die offizielle Düngeempfehlung und den Behandlungsindex
Ökologisierungsstufe 1 (Ö1)	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestens 4-gliedrige FF • Mindestens 1 ZF (wenn technisch möglich 2) • 15 % Reduktion N-Aufwand • Die Zufuhr von Phosphor erfolgt auf Böden der Gehaltsklasse B entsprechend der Abfuhr, ab Gehaltsklasse C keine P-Düngung • Reduktion von mineralischem bzw. Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern entsprechend der N-Lieferung aus legumen Zwischenfrüchten • Herbizide: Reduktion der Anwendungen um 25 % bezogen auf die gesamte FF (dargestellt über eine Kostenreduktion von 25 %) • PSM (Fungizide, Insektizide): Reduktion der Anwendungen um 25 % bezogen auf die gesamte FF (dargestellt über eine Kostenreduktion von 25 %) • Ertragsreduktion von -5 %, wenn vor einer Hauptkultur keine ZF steht
Ökologisierungsstufe 2 (Ö2)	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestens 5-gliedrige FF • 1 Fruchtfolgeglied Klee gras/Luzernegras • Mindestens 2 ZF, davon 1 mit legumem Anteil • 20 % Reduktion N-Aufwand • Reduktion von mineralischem bzw. Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern entsprechend der N-Lieferung aus Leguminosen (Klee gras, Luzerne, ZF) • Die Zufuhr von Phosphor erfolgt auf Böden der Gehaltsklasse B entsprechend der Abfuhr, ab Gehaltsklasse C keine P-Düngung • Herbizide: Reduktion der Anwendungen um 50 % bezogen auf die gesamte FF (dargestellt über eine Kostenreduktion von 50 %) • PSM (Fungizide, Insektizide): Reduktion der Anwendungen um 50 % bezogen auf die gesamte FF • Keine Ertragsreduktion aufgrund der Auflockerung der FF mit Klee gras/Luzerne und Zwischenfrüchten (im Mittel erhöhte Ertragsstabilität), Anwendung von kulturtechnischen Maßnahmen und mechanischer Beikrautregulierung, vollständige Umsetzung der Prinzipien der Integrierten Produktionsweise
Ökologisierungsstufe 3 (Ö3)	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestens 5-gliedrige FF • 1 Fruchtfolgeglied Klee gras/Luzernegras

	<ul style="list-style-type: none"> ● Mindestens 2 ZF, davon 1 mit legumem Anteil ● 30 % Reduktion N-Aufwand ● Reduktion von mineralischem bzw. Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern entsprechend der N-Lieferung aus Leguminosen (Kleegrass, Luzerne, ZF) ● Die Zufuhr von Phosphor erfolgt auf Böden der Gehaltsklasse B entsprechend der Abfuhr, ab Gehaltsklasse C keine P-Düngung ● keine Herbizide und PSM (Fungizide, Insektizide) ● Ertragsreduktion im Mittel von 10 % aufgrund des Verzichts auf synthetische Herbizide und PSM sowie von 5 % aufgrund der Reduktion der Düngung um 30 %. ● Die Auflockerung der FF mit Kleegrass/Luzerne und Zwischenfrüchten (im Mittel erhöhte Ertragsstabilität), die Anwendung von kulturtechnischen Maßnahmen und mechanischer Beikrautkontrolle gleichen weitere mögliche Ertragsausfälle aus.
Kontrolliert biologischer Anbau (kbA)	<ul style="list-style-type: none"> ● Mindestens 5-gliedrige FF ● Mindestens 1 Fruchtfolgeglied Kleegrass/Luzernegrass ● Mindestens 2 ZF, davon 1 mit legumem Anteil ● Anwendung der EU-Richtlinien für den ökologischen Landbau

PSM: Pflanzenschutzmittel; ZF: Zwischenfrucht; FF: Fruchtfolge

Tabelle 4 Ökologisierungstufen nach Kulturartenanteilen, Stickstoff, Pflanzenschutz und Herbizide

Östufe	Kurzname Beschreibung	Umweltleistungen	Anzahl Fruchtfolgeglieder	FL %	KL %	G _w %	G _s %	H %	ÖF %	ZFoL Anzahl	ZFmL Anzahl	Stickstoffstufe	H/F/I Stufe
0	Referenz (Intensiv): keine Auflagen; Status quo		offen										
Ö1	Ökologisierungsstufe 1 (Ö1): Auflagen sehr gering	g	≥4		≤25	≤75	≤75	a) ≤50	b) ≤50	1 bis 2		h0%	m/m/m
Ö2	Ökologisierungsstufe 2 (Ö2): Auflagen gering	m	≥5	≥20	≤20*	≤75	≤75	a) ≤50	b) ≤50	1**	1**	h0%	g-m/g-m/g-m
Ö3	Ökologisierungsstufe 3 (Ö3) Auflagen mittel	h	≥5	≥20	≤20*	≤60	≤60	a) ≤40	b) ≤40	1**	1**	h0%	o/o/o
kbA	kontrolliert biologischer Anbau	sh	≥5	≥20	≤20*	≤60	≤60	a) ≤40	b) ≤40	1**	1**		

Fruchtfolgeglieder: eine Kultur kann zweimal angebaut werden; für alle Kulturarten gilt eine Obergrenze von 50 %

FL=Futterleguminosen; KL = Körnerleguminosen; G = Getreide; H = Hackfrucht; ÖF = Ölfucht; ZF = Zwischenfrucht inkl. Untersaaten

G_w und G_s: wenn keine Körnerleguminosen gewählt werden, dann alternativ Sommergetreide in Verbindung mit einem ZF-Gemenge mit ZF Leg+; G_w % / G_s %: In Summe 75 % bzw. 60 % Getreide

ZF_{oL}: Zwischenfrucht ohne Leguminosen;

ZF_{mL}: mit Leguminosen im Gemenge oder Reinsaat

* Wird auf den Anbau von Körnerleguminosen verzichtet, ist ein Fruchtwechsel zwischen Winterung und Sommerung einzubeziehen und eine ZF mit einem Leguminosenanteil

** Ohne / mit Leguminosen: keine Vorgabe, da in manchen Fällen zur Vermeidung von N-Auswaschung über Winter nicht-legume Mischungen zu bevorzugen sind

a), b): jeweils alternative Varianten: In Summe max. 50 bzw. 40 %

H/F/I-Stufe: H = Herbizide, F = Fungizide, I = Insektizide

sh-sehr hoch; h-hoch; m-mittel; g-gering; o-ohne

6.1.1 Referenz (Intensive Variante)

Die Referenz-Variante stellt die derzeit in weiten Teilen praktizierte intensive Form des Ackerbaus dar, mit engen Fruchtfolgen (<4 Fruchtfolgeglieder), ohne Zwischenfruchtanbau (auch wenn es die Vor- bzw. Nachfrucht zeitlich erlauben würde) und einem hohen Einsatz von Herbiziden, Pflanzenschutzmitteln (Fungizide, Insektizide) und mineralischem Stickstoff. Die Daten für die Darstellung der Referenz-Variante sind dem Leistungs-Kostenrechner Pflanzenbau des KTBL entnommen (Stand: Februar/März 2019). Die Aufwendungen von Herbiziden und PSM sind aus dem Behandlungsindex und dem KTBL Leistungs-Kosten-Rechner Pflanzenbau abgeleitet (Erläuterung siehe 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

6.1.2 Ökologisierungstufe 1 (Ö1)

Fruchtfolge und Kulturarten

Die Ökologisierungstufe 1 beinhaltet die Integration von mindestens vier Kulturarten in die Fruchtfolge sowie den Anbau von mindestens einer Zwischenfrucht. Wenn es die Vor- bzw. Nachfrucht zulässt, sind zwei Zwischenfrüchte in die Fruchtfolge zu integrieren. Der Anteil von Winter- und Sommergetreide (Gs) darf jeweils 75 % in der Fruchtfolge nicht überschreiten. Der Anteil von Hackfrüchten (H) und Ölfrüchten (ÖF) in der Fruchtfolge darf jeweils 50 % nicht überschreiten (Tab. 4).

Düngung

Der Bedarfswert für Stickstoff nach DüV 2017 wird um 15 % gemindert. Werden legume Zwischenfrüchte verwendet, kann der Einsatz von mineralischem Stickstoff bzw. solchem aus Wirtschaftsdüngern entsprechend der N-Lieferung der Zwischenfrüchte ersetzt werden. Die P-Düngung kann auf Böden der Gehaltsklasse B der Abfuhr entsprechen, auf Böden der Gehaltsklasse C und geringer sollte keine Zufuhr von Phosphordünger erfolgen.

Herbizide

Für die Variante Ö1 wird davon ausgegangen, dass bei einer maximalen Ausschöpfung der kulturtechnischen Maßnahmen und einer bestmöglichen Umsetzung des Konzeptes der ökonomischen Schadschwellen, der Herbizid-Einsatz halbiert werden kann. Zu den kulturtechnischen Maßnahmen zählen insbesondere eine aufgelockerte Fruchtfolge auf mindestens vier Kulturarten sowie der Einsatz von Zwischenfrüchten, die die lokal auftretende Beikrautflora optimal regulieren. Bei der Kalkulation der Kosten für Herbizide wurde jedoch ein konservativer Ansatz mit einer Kostenreduktion von 25 % gewählt.³⁸ Wir kalkulieren einen Ertragsrückgang von 5 % in die Berechnungen ein, wenn zwischen zwei Kulturarten keine Zwischenfrucht bzw. wenn vor einer Hauptkultur keine Zwischenfrucht integriert wird (siehe dazu Kap. 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

³⁸ Eine Langzeituntersuchung der Biologischen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Forst (BBA) (2002) stellte fest, dass sich bei einer Halbierung der Herbizid-Aufwendungen der Ertrag um 10 % reduzierte. Die Halbierung der Dosis an Fungiziden zeigte in vielen Fällen keine Ertragsreduktion (SRU, 2004:305). Eine Reduktion des Herbizid- und PSM-Einsatzes um etwa 30 % durch verbesserte Beratung und Technik wurde als realistisch eingeschätzt (ebd.:305). Hierbei ist festzustellen, dass die Effekte einer aufgelockerten Fruchtfolge noch nicht mit- berücksichtigt sind. Weitere Untersuchungen sind im Kapitel 5.3.2 PSM und Herbizide dargelegt.

Pflanzenschutzmittel (Fungizide, Insektizide)

Für die Variante Ö1 wird die Annahme getroffen, dass bei einer konsequenten Umsetzung eines Integrierten Produktionssystems (IPS) – und hierbei insbesondere einer optimalen Umsetzung des Konzeptes der ökonomischen Schadschwellen sowie damit einhergehend aller kulturtechnischen Maßnahmen (insbesondere Fruchtfolge und Aufbau der organischen Bodensubstanz) – der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Fungizide und Insektizide) im Mittel halbiert werden kann, ohne dass es hierbei zu signifikanten Ertragsrückgängen kommt.⁴¹ Bei der Kalkulation der Kosten für Fungizide und Insektizide wählen wir jedoch einen konservativen Ansatz und berechnen die Deckungsbeiträge mit einer Reduktion von 25 % (siehe dazu Kap. 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

6.1.3 Ökologisierungstufe 2 (Ö2)

Fruchtfolge und Kulturarten

Die Ökologisierungstufe 2 beinhaltet die Integration von mindestens fünf Kulturarten in die Fruchtfolge sowie den Anbau mindestens einer Leguminen und einer nicht leguminen Zwischenfrucht. In die Fruchtfolge werden einmal Klee gras oder Luzerne als Hauptkultur integriert. Der Anteil von Winter- und Sommergetreide (Gs) darf jeweils 75 % in der Fruchtfolge nicht überschreiten. Der Anteil von Hackfrüchten (H) und Ölfrüchten (ÖF) in der Fruchtfolge darf jeweils 50 % nicht überschreiten. Körnerleguminosen dürfen mit maximal 20 % in der Fruchtfolge vertreten sein. Wird auf den Anbau von Körnerleguminosen verzichtet, ist ein Fruchtwechsel zwischen Winterung und Sommerung und eine Zwischenfrucht mit einem Leguminosenanteil einzubeziehen (Tab. 4). Die Vorgaben für die Fruchtfolge sind über einen Zeitraum von fünf Jahren einzuhalten. Jährliche Abweichungen, die sich aus markt- und witterungsspezifischen Gründen ergeben, sind zugelassen. Bei einer sechsgliedrigen Fruchtfolge sind eine Körnerleguminose und eine zusätzliche Zwischenfrucht einzubeziehen.

Düngung

Der Bedarfswert für Stickstoff nach DüV 2017 wird um 20 % verringert. Aufgrund der Stickstofflieferung über Klee gras/Luzerne und von Leguminen Zwischenfrüchten kann der Einsatz von mineralischem bzw. Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern entsprechend reduziert werden. Die P-Düngung kann auf Böden der Gehaltsklasse B der Abfuhr entsprechen, auf Böden der Gehaltsklasse C und geringer darf keine Zufuhr von Phosphordünger erfolgen.

Herbizide

Für die Variante Ö2 wird die Annahme getroffen, dass bei einer maximalen Ausschöpfung der kulturtechnischen Maßnahmen sowie dem Einsatz einer mechanischen und/oder thermischen Regulierung von Beikraut, der Herbizid-Einsatz im Vergleich zu Variante Ö1 weiter reduziert werden kann und höchstens Teilflächen behandelt werden. Zu einer vollständigen Anwendung kulturtechnischer Maßnahmen zählen insbesondere eine aufgelockerte Fruchtfolge auf mindestens fünf Kulturarten, die Integration von Klee gras und Zwischenfrüchten sowie eine optimale Umsetzung eines Integrierten Pflanzenschutzes (IPS). Bei der Kalkulation der Kosten für Herbizide wählen wir jedoch einen konservativen Ansatz und kalkulieren diese mit einer Kostenreduktion von 50 % (siehe dazu Kap. 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

Pflanzenschutzmittel (Fungizide, Insektizide)

Bei Variante Ö2 wird davon ausgegangen, dass Integrierte Pflanzenschutz (IPS) konsequent angewendet wird. Das beinhaltet insbesondere, dass das Konzept der ökonomischen Schadschwellen optimal umgesetzt wird und damit einhergehend alle kulturtechnischen Maßnahmen, insbesondere Fruchtfolge und Aufbau der organischen Bodensubstanz. Trifft das zu, kann der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Teilflächenbehandlung Fungizide und Insektizide) im Vergleich zu Variante Ö1 weiter reduziert werden kann, ohne dass es hierbei zu signifikanten Ertragsrückgängen kommt. Bei der Kalkulation der Kosten für Fungizide und Insektizide wählen wir jedoch einen konservativen Ansatz und setzen die Kosten mit einer Reduktion von 50 % an. Bei einer sechsgliedrigen Fruchtfolge ist eine zusätzliche Zwischenfrucht mit Leguminosenanteil einzubeziehen (siehe dazu Kap. 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

6.1.4 Ökologisierungstufe 3 (Ö3)

Fruchtfolge und Kulturarten

Die Ökologisierungstufe 3 beinhaltet die Integration von mindestens fünf Kulturarten in die Fruchtfolge sowie mindestens einer legumen und einer nicht-legumen Zwischenfrucht. In die Fruchtfolge wird einmal Klee gras oder Luzernegras als Hauptkultur einbezogen. Der Anteil von Winter- und Sommergetreide (Gs) darf jeweils 60 % in der Fruchtfolge nicht überschreiten, der Anteil von Hackfrüchten (H) und Ölfrüchten (ÖF) jeweils 40 %. Körnerleguminosen können mit bis zu 20 % in der Fruchtfolge vertreten sein. Wird auf den Anbau von Körnerleguminosen verzichtet, ist ein Fruchtwechsel zwischen Winterung und Sommerung einzubeziehen und eine Zwischenfrucht mit Leguminosenanteil (Tab. 4). Die Vorgaben für die Fruchtfolge sind über einen Zeitraum von fünf Jahren einzuhalten. Jährliche Abweichungen, die sich aus markt- und witterungsspezifischen Gründen ergeben, sind zugelassen.

Düngung

Der Bedarfswert für Stickstoff nach DüV 2017 wird im Vergleich zur Referenz um 30 % gemindert.³⁹ Dahingehend wird die Annahme getroffen, dass der Ertrag um 5 % zurückgeht. Aufgrund der Stickstofflieferung über Klee gras/Luzerne und von legumen Zwischenfrüchten kann der Einsatz von mineralischem bzw. Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern entsprechend reduziert werden. Die P-Düngung kann auf Böden der Gehaltsklasse B der Abfuhr entsprechen, auf Böden der Gehaltsklasse C und geringer sollte keine Zufuhr von Phosphordünger erfolgen.

³⁹ Eine Reduktion der N-Düngungsintensität um 30 % wird im „European Nitrogen Assessment Report“ empfohlen (M. Sutton, 2011)

Herbizide

Für die Variante Ö3 gilt unter den nachfolgenden Voraussetzungen, dass der Ertrag um etwa 5 % im Vergleich zur Referenz-Variante zurückgeht⁴⁰: Herbizide werden durch mechanische und thermische Verfahren zur Beikrautkontrolle vollständig ersetzt, die Fruchtfolge wird aufgelockert, Klee gras/ Luzerne und Zwischenfrüchten werden integriert und ein Integrierter Pflanzenschutz (IPS) wird optimal umgesetzt. Dies hängt jedoch grundsätzlich von verschiedenen Faktoren wie dem optimalen Bearbeitungszeitpunkt, der Witterung, den Bodenverhältnissen sowie personellen und zeitlichen Ressourcen ab (Schulte, Theuvsen, 2015) (siehe dazu Kap. 5.3.2 Pflanzenschutzmittel und Herbizide).

Pflanzenschutzmittel (Fungizide, Insektizide)

Für die Variante Ö3 wird die Annahme getroffen, dass bei einem vollständigen Verzicht auf Fungizide und Insektizide der Ertrag im Mittel um 5 % zurückgeht.⁴¹ Diesbezüglich wird ebenfalls eine konsequente Umsetzung eines Integrierten Pflanzenschutzes (IPS), inklusive des Konzeptes der ökonomischen Schadschwellen, vorausgesetzt. Insbesondere von der aufgelockerten Fruchtfolge und dem Aufbau der organischen Bodensubstanz bzw. der verbesserten Bodenfruchtbarkeit wird ein Rückgang der bodenbürtigen Krankheiten einschließlich einiger Pilzkrankungen erwartet. Problematisch bleiben Blattkrankheiten, die über die Luft übertragen werden (vgl. Van Bruggen, Finckh, 2016). Hier ist wiederum das gesamte Agrarökosystem einzubeziehen und insbesondere die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen, die eine Übertragung über den Luftweg verringern können (siehe dazu Kap. 6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel).

6.1.5 Kontrolliert biologischer Anbau

Der kontrolliert biologische Anbau (kbA) bezieht sich hier auf die EU-Richtlinien für den ökologischen Landbau (EG Öko-VO 834/2007). Die Vorgaben für die Kulturartengruppen enthalten jedoch spezifische Elemente, die bislang formal nicht in der EG-Öko Verordnung geregelt sind.⁴²

Es gilt wie schon bei den Varianten Ö2 und Ö3 die Integration von mindestens fünf Kulturarten in die Fruchtfolge sowie mindestens einer Zwischenfrucht. Die Fruchtfolge basiert auf 20 % und mehr Klee gras/ Luzerne als Hauptkultur. Der Anteil von Winter- und Sommergetreide (Gs) darf jeweils 60 % in der Fruchtfolge nicht überschreiten, der Anteil von Hackfrüchten (H) und Ölfrüchten (ÖF) jeweils 40 %. Körnerleguminosen dürfen mit maximal 20 % in der Fruchtfolge vertreten sein. Wird auf den Anbau von Körnerleguminosen verzichtet, ist ein Fruchtwechsel zwischen Winterung und Sommerung mit einer Zwischenfrucht mit Leguminosenanteil einzubeziehen (Tab. 4).

⁴⁰ Verschiedene Studien weisen auf dieses Potenzial hin (s. Kapitel 5.3.2 Pflanzenschutzmittel und Herbizide). Im ökologischen Landbau wurde die mechanische Beikrautkontrolle teilweise so weit verfeinert, dass die Auswirkungen auf die Beikrautflorenvielfalt jedoch fast ähnlich negativ ausfallen wie bei einem flächigem Herbizideinsatz. Quelle: Prof. Knut Schmidtke, Vortrag bei den DLG-Feldtagen 2018 (laufende Studie).

⁴¹ Noleppa und von Witzke (2013) geben Ertragsrückgänge für Deutschland von etwa 13 % bei Weizen, 9 % bei Triticale, 13,5 % bei Roggen, 11 % bei Gerste, 6 % bei Raps, 5 % bei Zuckerrüben und 22 % bei Kartoffeln an, wenn vollständig auf Fungizide verzichtet würde, wobei sich diese Zahlen größtenteils auf Sortenversuche stützen, die jedoch meist keine „optimale“ Fruchtfolgegestaltung und andere Maßnahmen in die Versuche einbeziehen. Oerke und Dehne (2004) gehen bei einem generellen Verzicht auf Insektizide von einem mittleren Ertragsrückgang von 10 % aus. Van Bruggen und Finckh (2016) konstatieren, dass Insekten und andere Krankheiten im ökologischen Landbau, wo auf synthetische Insektizide verzichtet wird, meist eine geringere Wirkung auf den Ertrag haben als in konventionellen Anbausystemen.

⁴² Im ökologischen Landbau ist in den letzten Jahren ein Trend zu beobachten, dass in Betrieben ohne Tierhaltung gänzlich auf den Anbau von Futterleguminosen verzichtet wird und somit die vielfältigen Wirkungen dieser Nutzungsart, die grundlegend für eine ökologische Bewirtschaftung zu bezeichnen ist, verloren gehen.

6.2 Betriebswirtschaftliche Berechnungen

6.2.1 Kalkulationsgrundlage Deckungsbeitrag

Um die Erträge und die Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Ökologisierungstufen zu ermitteln, werden für die wichtigsten Anbaukulturen die Deckungsbeiträge (DB) mithilfe der KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau (Stand: Februar 2019) berechnet. Für die Berechnung des DB wurden die variablen Kosten mit der Summe der Leistung (Ernteertrag x Erzeugerpreis) verrechnet. Die variablen Kosten beinhalten die Kosten für das Saatgut, die Düngemittel, die Herbizide und Pflanzenschutzmittel, die variablen Maschinenkosten sowie die Hagelversicherung. Die DB werden ohne Einbeziehung möglicher Direktzahlungen dargestellt. Für jede aufgestellte Fruchtfolge wird der Gesamtdeckungsbeitrag über die gesamte Fruchtfolge ermittelt. Hierfür werden die DB addiert und durch die Anzahl der Kalenderjahre dividiert.

Für die Zwischenfrüchte wurden die Ertragsvorschläge des HUNTER-tools⁴³ übernommen und je nach Ertragsniveau abgestuft. Bei den Erträgen wurde davon ausgegangen, dass die Zwischenfrüchte nicht gedüngt werden. Die Kosten für den Zwischenfruchtanbau sind der KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau entnommen.

Mit den Berechnungen soll weniger Gewicht auf die einzelnen ermittelten Werte gelegt werden (z.B. der DB von Mais), sondern vielmehr sollen Trends aufgezeigt werden und wie sich die verschiedenen Varianten unterscheiden. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden die Daten vornehmlich aus den Datenkatalogen der KTBL entnommen.

6.2.2 Kalkulationsgrundlage Arbeitswirtschaft

Der Arbeitsaufwand wird in Form der Arbeitskraftstunden (AKh) abgebildet. In Tabelle 5 sind die Arbeitskraftstunden und die fixen Lohnkosten für die mechanische und die chemische Beikrautkontrolle dargestellt. Die Daten sind dem KTBL Feldarbeitsrechner entnommen (Stand: März 2019). Die fixen Lohnkosten sind Teil der Vollkostenrechnung und werden daher in die Deckungsbeitragsrechnung nicht mit einbezogen, sind jedoch hier aufgeführt, um die Kostenunterschiede zu verdeutlichen.

Tabelle 5 Arbeitskraftstunden und fixe Lohnkosten der chemischen und mechanischen Beikrautkontrolle

	AKh/ha	Fixe Lohnkosten (20 €/AKh)
Striegeln*	0,3	6
Hacken**	1,5	30
Pflanzenschutz***	0,2	4

*12 m; 83 kW; Schlaggröße 1 ha, Bodenbearbeitungswiderstand: mittel

** 4-reihig; Reihenweite 75 cm; 3 m; 83 kW, Schlaggröße 1 ha, Bodenbearbeitungswiderstand: mittel

*** Anbaupflanzenspritze, 18 m, 1.500 l, 83 kW

Quelle: Eigene Darstellung nach KTBL

⁴³ Siehe: <http://www.pilotbetriebe.de/wissenstransfer.php>

6.2.3 Ertragsniveau und Bodenqualität

Entsprechend den Daten der KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau werden sechs Ertragsniveaus und Bodenqualitäten unterschieden und für alle sechs Ertragsniveaus die DB für die verschiedenen Ackerkulturen und Varianten berechnet (Tab. 6). Weiterhin werden beispielhaft Gesamtdeckungsbeiträge auf der Basis von Fruchtfolgen für jedes Ertragsniveau, jeweils für eine Referenz-Variante sowie für die Ökologisierungstufen und den kontrolliert biologischen Landbau, kalkuliert.

Tabelle 6 Ertragsniveaus und Bodenqualitäten nach KTBL

Ertragsniveau	Bodenqualität
Hoch	Mittlerer Boden
Mittel	Leichter Boden
Mittel	Mittlerer Boden
Mittel	Schwerer Boden
Niedrig	Leichter Boden
Niedrig	Mittlerer Boden

Quelle: Eigene Darstellung nach KTBL

6.2.4 Fruchtfolge und Kulturartenanteile

Die in der Referenz-Variante dargestellten Fruchtfolgen orientieren sich an der in weiten Teilen gängigen Praxis weniger als vier Kulturarten anzubauen (siehe die in Kapitel dargestellten Kulturartenverteilungen).

Die in den Varianten Ö1 bis Ö3 sowie kbA dargestellten Kulturartenanteile und die Auswahl der Zwischenfrüchte/Untersaaten orientieren sich am Stand des Wissens hinsichtlich der Umweltwirkung von Kulturarten und deren Zusammensetzung sowie insbesondere Vorfrucht- und Nachfruchtbeziehungen (siehe Kapitel 6 sowie Freyer, 2003). Der Wechsel von Sommerungen und Winterungen ist hierbei ein wichtiger Aspekt, der ebenfalls Berücksichtigung findet. Der Zwischenfruchtanbau übernimmt in diesem Zusammenhang eine Sonderrolle. Seine Umweltwirkung ist je nach Aufwuchsmenge und Stickstoff-Fixierungsleistung, Bodenbedeckung in Phasen erhöhten Nährstoffauswaschungs- und Erosionsrisikos, Umbruchzeitpunkt, Technik, Witterung und Boden zu bewerten. In vielen Fällen tragen Zwischenfrüchte dazu bei, die Vorfrucht-Nachfruchtbeziehungen zu optimieren, indem negative Umweltwirkungen (Auswaschung, Erosion, Bodenverdichtungen) vermindert und positive gefördert werden wie Minderung des Beikrautdrucks, Steigerung antiphytopathogenes Potenzial, Steigerung Wasserinfiltration, biologische N-Zufuhr, Minderung von Erosion und Bodenverdichtung, Abbau von Krankheitserregern.

Stickstoffüberschüsse aus dem Vorfruchtanbau sollen über die Zwischenfrüchte gespeichert und Auswaschung bzw. gasförmige Verluste dadurch minimiert werden. Dieses Vorhaben ist äußerst anspruchsvoll, insbesondere wenn kein N-Mineraldünger zur Verfügung steht. Denn einerseits erfordert eine Aufnahme an Stickstoff einen eher geringen bis keinen Leguminosenanteil in der

Zwischenfrucht, andererseits erschwert seine Einbindung in die Pflanzenbiomasse bzw. weite C/N-Verhältnisse die Mineralisierung im Frühjahr entsprechend dem Bedarf der nachfolgenden Sommerungen. Zwischenfrüchte tragen auch dazu bei, den Humusgehalt des Bodens aufzubauen bzw. zu stabilisieren und zu den damit einhergehenden positiven Effekten wie bessere Bodenstruktur, Wasserhaltefähigkeit, Anregung des Bodenlebens, phytosanitäre Wirkung etc. Im Zwischenfrucht- und Untersaat-Anbau sind verschiedene Verfahren zu unterscheiden, die anbautechnisch unterschiedlichen Voraussetzungen unterliegen. Ebenso variieren je nach integrierten Kulturarten die potenziellen Umweltwirkungen. Die Kosten für den Zwischenfruchtanbau sind dem KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau sowie dem Deckungsbeitragsrechner der LFL⁴⁴ entnommen.

Der Zwischenfruchtanbau für sich genommen, lässt bereits einen stabilisierten Ertrag erwarten als auch einen geringeren Einsatz von externen Betriebsmitteln wie Herbizide und Pflanzenschutzmittel (vgl. Freiyer, 2003). Mit der Anpassung der Fruchtfolge bzw. der Fruchtartenzusammensetzung ist, über die gesamte Fruchtfolge gerechnet, von geringeren ökonomischen Erträgen auszugehen, wenn z.B. anstatt eines Wintergetreides eine Zwischenfrucht und ein Sommergetreide in die Fruchtfolge einbezogen werden.

6.2.5 Kalkulationsgrundlage Klee gras

Klee gras wird als Extensivierungskultur jeweils ab Ökologisierungstufe 2 in die Fruchtfolge integriert. Die Berechnung der Saatgutkosten orientiert sich am DB-Rechner der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL). Die Saatgutkosten variieren je nach Mischungsverhältnis und nach Aussaatmenge zwischen 40 kg/ha in der Ökologisierungstufe 2 und 3, und 60 kg im kontrolliert biologischen Landbau.

Tabelle 7 Kosten des Anbaus von Klee gras

Posten	Einheit	Menge	Gesamt (konv.)	Gesamt (kbA)
Saatgut	10 kg	4	160,00 €	240,00 €
Pflügen	50,5 €	1	50,50 €	50,50 €
Saatbettbereitung	13 €	1	13,00 €	13,00 €
Drillen	28 €	1	30,00 €	30,00 €
Mulchen	27 €	3	81,00 €	81,00 €
Variable Kosten			-335,00 €	-415,00 €

Mit der Mulchnutzung wurde eine ökonomisch konservativere Variante gewählt. Mulchnutzung ist für Ackerbauern einfach umsetzbar, ohne in Maschinen investieren zu müssen. Da die Mulchnutzung verglichen mit dem Anbau von Marktfrüchten wirtschaftlich stark ins Gewicht fällt, werden in Kapitel 6.4 weitere Nutzungsmöglichkeiten für Klee gras oder Luzerne gras diskutiert.

⁴⁴ www.stmelf.bayern.de

6.2.6 Herbizide und Pflanzenschutzmittel

Für die jeweiligen Ökologisierungstufen werden bezüglich der eingesetzten Mengen an Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln pauschalisierte Annahmen getroffen, inwiefern sich die entsprechenden Reduktionen auf den Ertrag auswirken. Hierbei werden die ertragsrelevanten Faktoren Vorfruchtwert und Fruchtartenanteile einbezogen. Die Annahmen basieren auf einer Synthese verschiedener Literaturquellen, die in der Erläuterung der verschiedenen Ökologisierungstufen sowie in Kapitel 5.3.1 *Düngemittel und Düngerausbringung* und 5.3.2 *Pflanzenschutzmittel und Herbizide sowie alternative Verfahren* beschrieben und zitiert sind. Die verfügbaren Erkenntnisse und Datengrundlagen (siehe Kap. 5.3.2) lassen nur eine qualitative Schätzung darüber zu, wie sich acker- und pflanzenbaulichen Verfahren auf die Erträge auswirken. Denn nur in Einzelfällen liegen konkrete Daten für die unterschiedlichsten Standorte und die Vielzahl an Verfahrenskombinationen vor.

Die angegebene Anzahl der Anwendungen von Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden ist vereinfacht bzw. gerundet dargestellt. Sie ist von den Behandlungshäufigkeiten und dem Behandlungsindex (BI) der PAPA-Erhebungen des Julius-Kühn-Instituts⁴⁵ abgeleitet. Die gerundeten Werte sind in Tabelle 8 dargestellt. Bei einem BI größer 0,5 wurde aufgerundet und bei einem Wert kleiner 0,5 für das mittlere Ertragsniveau wurden die Mittelwerte für die Referenz-Variante übernommen. Für das hohe Ertragsniveau wurde jeweils eine Anwendung addiert und für die zwei niedrigen Ertragsniveaus wurde eine Anwendung subtrahiert.

Tabelle 8 Mittlere Anwendungen von Herbiziden und Pflanzenschutzmitteln

Kulturart	Anzahl Anwendungen (gerundet)			Quelle
	Herbizide	Fungizide	Insektizide	
Winterweizen	2	2	1	Dachbrodt-Saaydeh et al. (2018)
Wintergerste	2	1	1	
Winterraps	2	1	3	
Mais	2	0	0	
Zuckerrüben	3	1	0	
Triticale	2	2	1	
Winterroggen	1	2	0	
Sommergerste	1	1	0	Rosberg et al. (2002)
Hafer	1	0	0	KTBL Kostenrechner Pflanzenbau
Ackerbohnen	2	1	1	
Erbse ⁴⁶	2	-	-	

Quelle: Eigene Darstellung nach KTBL, Dachbrodt-Saaydeh et al., 2018 und Rossberg et al. (2002)

In der Variante Ö1 wird mit einer Kostenreduktion bzw. einer Reduktion von Herbiziden und PSM von 25 % kalkuliert. In der Darstellung der Anwendungen wird in der Variante Ö1 im Vergleich zur

⁴⁵ <https://papa.julius-kuehn.de/> bzw. Dachbrodt-Saaydeh et al., 2018 und Rossberg et al, 2002

⁴⁶ Bei der Erbse (Sommererbsen/Futtererbsen) gibt der KTBL Kostenrechner Pflanzenbau lediglich in der hohen Ertragsstufe den Einsatz von Fungiziden und Insektiziden an. In der mittleren und niedrigen Ertragsstufe sind keine Fungizide und Insektizide angegeben.

Referenz eine Anwendung abgezogen. Bei Variante Ö2 wird mit einer Kostenreduktion bzw. einer Reduktion von Herbiziden und PSM von 50 % kalkuliert. Die Anwendungen werden in Ö2 im Vergleich zur Referenz entsprechend halbiert.

Es ist anzumerken, dass sich mit sinkenden Ertragsniveaus auch die Kosten für Herbizide und PSM reduzieren. Die Kosten im KTBL Kostenrechner Pflanzenbau reduzieren sich beispielsweise beim Herbizideinsatz im Winterweizen von 81 Euro (Ertragsniveau hoch) auf 56 Euro (Ertragsniveau mittel) bis auf 46 Euro (Ertragsniveau niedrig).

6.2.7 Mechanische Beikrautregulierung

In den Varianten Ö2 und Ö3 werden die Kosten für eine mechanische Regulierung einkalkuliert. In der Variante Ö2 wird eine und in Variante Ö3 werden zwei mechanische Maßnahmen zur Beikrautregulierung in die Berechnung einbezogen. Für den Striegeleinsatz werden 13 Euro je Hektar und für einen Hackgeräteeinsatz 25 Euro je Hektar an Kosten veranschlagt. Die Zusammensetzung der Kosten ist in Tabelle 9 zusammengefasst. Die Kosten sind dem KTBL Feldarbeitsrechner entnommen (Stand: März 2019). Zum Vergleich sind in Tabelle 9 auch die variablen Maschinenkosten für die chemische und die mechanische Beikrautregulierung dargestellt.

Bei zunehmendem Einsatz mechanischer oder thermischer Regulierungsverfahren ist in der Regel davon auszugehen, dass weniger Herbizide eingesetzt werden müssen.

Tabelle 9 Variable Kosten der mechanischen Beikrautregulierung

	AKh/ha	Variable Maschinenkosten (gerundet)			Gesamt (€/ha)
		Reparaturen (€/ha)	Betriebsstoffe (€/ha)	Dieselbedarf (€/ha)	
Striegeln*	0,3	6	4	3	13
Hacken**	1,5	14	6	5	25
Pflanzenschutz*** (Vergleich)	0,2	2	1	1	7

*12 m; 83 kW; Schlaggröße 1 ha, Bodenbearbeitungswiderstand: mittel

** 4-reihig; RW 75 cm; 3 m; 83 kW, Schlaggröße 1 ha, Bodenbearbeitungswiderstand: mittel

*** Anbaupflanzenspritze, 18 m, 1.500 l, 83 kW

6.2.8 Düngung

Eine umweltverträgliche Düngung hängt wesentlich von der Menge und dem Zeitpunkt der Ausbringung der verschiedenen Mineral- und Wirtschaftsdünger ab, von den Witterungsverhältnissen, dem Wachstumsstadium der Pflanze, dem Ertragspotenzial am Standort, der Bodenbearbeitung sowie den Boden- und Fruchtfolgeaspekten. Diese Aspekte hängen zu einem großen Teil vom Wissen und Können des Landwirts ab und müssen – entsprechend dem jeweiligen Kontext – über das Management gesteuert werden.

Düngebedarf und Düngeüberschuss

Der Düngebedarf für Stickstoff gibt die Menge an Stickstoff an, die der Landwirt ausbringen muss, um den erwarteten Ertrag zu erzielen. Dabei wird vom N-Bedarf des Pflanzenbestandes die Menge an Stickstoff abgezogen, die noch im Boden vorhanden ist (N_{min}) und im Laufe der Vegetationsperiode nachgeliefert werden kann. Bei den Ökologisierungstufen Ö1, Ö2 und Ö3 werden 15 %, 20 % und 30 % von der offiziellen Düngeempfehlung entsprechend der Düngeverordnung 2017 abgezogen, ohne dass hierbei bei Ö1 und Ö2 von negative Ertragswirkungen ausgegangen wird. Die Annahme basiert auf Bach und Klement (2015), die eine Reduktion von 25 kg N/ha angeben, sowie Osterburg und Runge (2007), die eine mögliche Reduktion von 10 bis 20 % als möglich erachten, ohne dass in der Regel Ertragseinbußen entstehen. Darüber hinaus sollte erwähnt werden, dass im Rahmen der novellierten DüV 2017 für einige Kulturarten (z.B. Silomais, Winterweizen, Zuckerrübe) überzogene N-Düngebedarfswerte zugelassen wurden, die nicht dem Ziel einer hohen N-Effizienz entsprechen (Taube, 2018). Aufbauend auf diesen Erkenntnissen werden bei der Variante Ö3 bei einem Abzug von 30 % des Düngebedarfs 5 % Ertragseinbußen einkalkuliert.

In Variante Ö1 wird bei den Kulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht haben, ein Ertragsrückgang von 5 % kalkuliert. Bei Variante Ö3 ist der Ertrag um 10 % reduziert, da keine Herbizide und PSM angewendet werden. Hier errechnet sich der Düngebedarf nach dem um 10 % reduzierten Ertrag.

Der derzeitige mittlere N-Flächenbilanzüberschuss beträgt 67 kg N/ha/a, der sich aus einer Zufuhr von 203 kg N/ha/a und einer Abfuhr von 136 kg N/ha/a ergibt (Bach et al., 2016:17), d.h. dass der mittlere N-Überschuss 33 % beträgt. Wir treffen daher in unseren Berechnungen die Annahme, dass der potenzielle N-Überschuss 33 % des empfohlenen Düngebedarfs (= angenommene Zufuhr) beträgt.

Der angegebene Düngebedarf⁴⁷ für die einzelnen Kulturarten wurde nach der neuen Düngeverordnung 2017 ermittelt⁴⁸. Die Zwischenfrüchte erhalten keine Düngung. Der Deckungsbeitrag wird mit den Kosten einer mineralischen Düngung entsprechend des ermittelten Düngebedarfs kalkuliert. Bei den Varianten Ö2 und Ö3, die Klee gras als ein Fruchtfolgeglied enthalten, werden die eingesparten Reinnährstoffkosten – aufgrund der N-Fixierung des Klee grasses – von den variablen Kosten der ersten und zweiten Folgefrucht nach dem Klee gras abgezogen.

⁴⁷ Wir geben den Düngebedarf an und nicht den Düngeinsatz, weil der tatsächliche Düngeinsatz von den standortörtlichen Gegebenheiten abhängig ist (Boden N_{min} , atmosphärischer N-Eintrag etc.). Die Angabe des Düngebedarfes soll veranschaulichen, wie viel Stickstoff aufgrund der verwendeten Kulturarten und des Ertragsniveaus in das jeweilige System potenziell eingebracht wird.

⁴⁸ Ermittlung mit dem Online-tool: https://www.rapool.de/index.cfm/nav/473/action/calculators/calc/n_kalkulation.html

Die Stickstoff-Nachlieferung durch das Klee gras wird mit 150 kg N/ha kalkuliert (LfL Bayern), wobei hiervon 75 kg N der ersten Folgefrucht angerechnet und 35 kg N der zweiten Folgefrucht. Es wird davon ausgegangen, dass das restliche N im Bodenumus fixiert wird. Die Reinnährstoffkosten werden mit 1,17 Euro pro kg N berechnet (LfL Bayern).⁴⁹

Speziell auf Standorten mit leichten Böden ist die Gefahr besonders hoch, Nährstoffe durch Auswaschung zu verlieren. Dieses Verlustpotenzial ist umso größer, je mehr Kulturen mit einem hohen Nährstoffbedarf eingesetzt werden. Diesem Aspekt wird in der Gestaltung der Fruchtfolgen in den Varianten Ö1 bis Ö3 dadurch Rechnung getragen, dass bspw. auf einem leichten Standort eine Kultur mit hohen Nährstoffansprüchen (z.B. Winterweizen) durch eine Kultur mit niedrigeren Nährstoffansprüchen ersetzt wird (z.B. Winterroggen).

Die Zufuhr von Phosphor wurde in den Berechnungen nicht gesondert berücksichtigt. Es gibt derzeit keine bundeseinheitlichen Untersuchungsmethoden für P-Bodengehalte sowie keine bundeseinheitlichen P-Bodengehaltsklassen. Das hat zur Folge, dass auch keine bundeseinheitliche, kulturartspezifische Bedarfsermittlung für Phosphor verfügbar ist (s. Taube, 2018). Maßnahmen zur Reduzierung des P-Überschusses sind in Kap. 5.3.2 dargestellt. Umweltbelastungen über Phosphoreintrag in Gewässer lassen sich maßgeblich über eine entsprechende Fruchtfolge mit hoher Bodendeckung und dem Verbot der Düngung mit organischen Düngern außerhalb der Vegetationsperiode eingrenzen. Eine Bilanzierung der P-Flächen- und Betriebsbilanz für jeden Betrieb kann eine wirkungsvolle Maßnahme darstellen, um Umweltrisiken zu vermindern bzw. eine Überdüngung zu vermeiden. Diese Bilanzierung ist als obligatorisch für jeden Betrieb für den Bezug von Direktzahlungen einzuführen. Darüber hinaus muss eine Flächenbindung für die Tierhaltung umgesetzt werden, um die Überschüsse in den entsprechenden Regionen wirkungsvoll zu reduzieren.

6.2.9 Humusbilanzierung

Für die Fruchtfolgen wurde eine vereinfachte Humusbilanz berechnet, die lediglich einen groben Trend anzeigen kann, welches Verhältnis (Humussaldo) zwischen Humusbedarf und Humusersatzleistung von den einzelnen Kulturarten bzw. der Fruchtfolgegestaltung ausgehen könnte.

Für die Berechnung wurde das Beratungstool „HUNTER“ verwendet.⁵⁰ Aus dem Hunter-tool wurden Daten entnommen, um die Humusbilanz nach VDLUFA (mittlerer Wert) jeweils für die konventionellen Varianten (Referenz und Ökologisierungsstufen) und den kontrolliert biologischen Anbau (kbA) zu ermitteln. Die VDLUFA-Methode bilanziert den Humusbedarf von Fruchtarten zur langfristigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit. Mengenänderungen der organischen Bodensubstanz können mit der Methode nicht ausgewiesen werden (Brock, 2016). Bei der Berechnung wird davon ausgegangen, dass das Stroh auf dem Acker belassen wird. Die gesamte Biomasse der Zwischenfrüchte und des Klee grasses verbleiben ebenso auf den Flächen bzw. werden gemulcht/eingearbeitet.

⁴⁹ Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft Bayern (LfL):

<https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html?sessionid=8842EFEFA60F05B1994B3A588B467E6D>

⁵⁰ Siehe: <http://www.pilotbetriebe.de/wissenstransfer.php>

Es ist anzumerken, dass in die Berechnungen lediglich mineralische Stickstoffdüngergaben einbezogen wurden und keine Düngung mit Wirtschaftsdüngern (Jauche, Mist etc.).⁵¹ Die angegebenen Werte lassen nur eine grobe Einschätzung zu und sollen lediglich dazu dienen, mögliche Trends aufgrund der veränderten Kulturartenzusammensetzung und Fruchtfolge aufzuzeigen. Es gilt, dass die Aussagekraft der dargestellten Humussalden für eine abschließende Bewertung unzureichend ist.

6.2.10 Bodenbearbeitung

Die Vielfalt an Bodenbearbeitungsverfahren erschwert die Abgrenzung von Verfahren nach Umweltgesichtspunkten. Zudem sind manche Verfahren mit positiven als auch negativen Wirkungen verbunden, kulturartenspezifisch und nur im Verbund mit pflanzenbaulichen Maßnahmen bewertbar. Wir gehen davon aus, dass im Fall der herkömmlichen Wirtschaftsweise gemäß den vorliegenden Erfahrungen der Herbizideinsatz zunimmt, wenn die Intensität der Bodenbearbeitung reduziert wird. Demgegenüber wird einer Verunkrautung entgegengesteuert, indem Klee gras als Fruchtfolglied eingebunden wird und ein Wechsel von Blatt- und Halmfrucht stattfindet sowie Zwischenfrüchte integriert werden. Die Auswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Bodenbearbeitung auf Krankheiten und Schaderreger sind dagegen weniger eindeutig. Für die Berechnung der Deckungsbeiträge wurde bei den variablen Maschinenkosten für alle Kulturarten mit einer wendenden Bodenbearbeitung kalkuliert.⁵²

6.2.11 Sortenwahl

Sortenwahl und Züchtung beeinflussen den Bedarf an Schutzmaßnahmen für das Saatgut, die Ertragsfähigkeit und Qualitätsparameter der Ernteprodukte, Nährstoffeffizienz in Bezug auf die Stickstoff- und Phosphorverwertung, den Harvestindex (Wurzelmasse zu oberirdischer Masse), die Konkurrenzfähigkeit gegenüber Beikräutern, Stressresistenz gegenüber Trockenperioden sowie die Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Schädlingen. Die Auswahl des Saatgutes wirkt sich demnach auch auf die Umweltverträglichkeit des Anbaus aus. Für die verschiedenen Ökologisierungstufen wurde das Saatgut nicht gesondert betrachtet und kalkuliert, da davon ausgegangen wird, dass die Kosten und mögliche Ertragswirkungen von robusteren Sorten nicht signifikant von der Referenz-Variante abweichen.

⁵¹ Gegenstand der Studie ist der Ackerbau ohne Tierhaltung

⁵² Der KTBL Kostenrechner Pflanzenbau unterscheidet lediglich zwischen wendender und nicht-wendender Bodenbearbeitung.

6.2.12 Ökologische Ausgleichsflächen

Biotopenelemente dienen nicht nur als Lebensort für Nützlinge. Sie können auch die Übertragungswege von Schaderregern über die Luft unterbrechen, Verluste der Bodenoberkrume verhindern und die Verdunstung vermindern. Die daraus hervorgehenden positiven ökonomischen Wirkungen sind schwer kalkulierbar und insofern nicht dargestellt bzw. in die wirtschaftlichen Berechnungen nicht einbezogen. Demgegenüber muss für diese Nutzungen Fläche bereitgestellt (Ertragsverlust), und es müssen Einrichtungs- und Pflegekosten übernommen werden. Diese Kosten sind im Rahmen der Vergütung von ökologischen Ausgleichsflächen berücksichtigt, entsprechend den bereits vorliegenden Datenkatalogen.⁵³

⁵³ Z.B. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/naturschutz/biodiversitaet/ackerbrachen/index.htm>

Für den ökologischen Landbau z.B.: Gottwald, Stein-Bachinger, 2016: Landwirtschaft für Artenvielfalt. Ein Naturschutzmodul für ökologisch bewirtschaftete Betriebe.

6.3 Stufenplan der Umsetzung

Die vorgeschlagenen Maßnahmen in den Ökologisierungstufen erfordern Erfahrungen mit neuen Kulturarten und stark reduzierten Inputs. Insofern bedarf es einer Übergangszeit für die Umsetzung der jeweiligen Maßnahmen. Als Vorbild für eine Verfahrensweise kann, die im ökologischen Landbau übliche zweijährige Umstellungsphase dienen, mit einer spezifischen finanziellen Umstellungshilfe sowie begleitendem Ausbildungs- und Beratungsprogramm (Referenzzeitpunkt Beginn GAP 2021):

- **Ökologisierungstufe I:** ab dem 1. Jahr
- **Einhaltung Ökologisierungstufe II und III:** Zwei Jahre Umstellung. Erfüllung aller Kriterien ab dem dritten Jahr. Unterstützung über eine Umstellungsprämie gestaffelt nach Ökologisierungstufe inkl. Kontrolliert biologischer Landbau.

Die Teilnahme an den Ökologisierungstufen setzt voraus, dass die Landwirte sich, je nach Anzahl der Fruchtfolgeglieder, an das Programm binden:

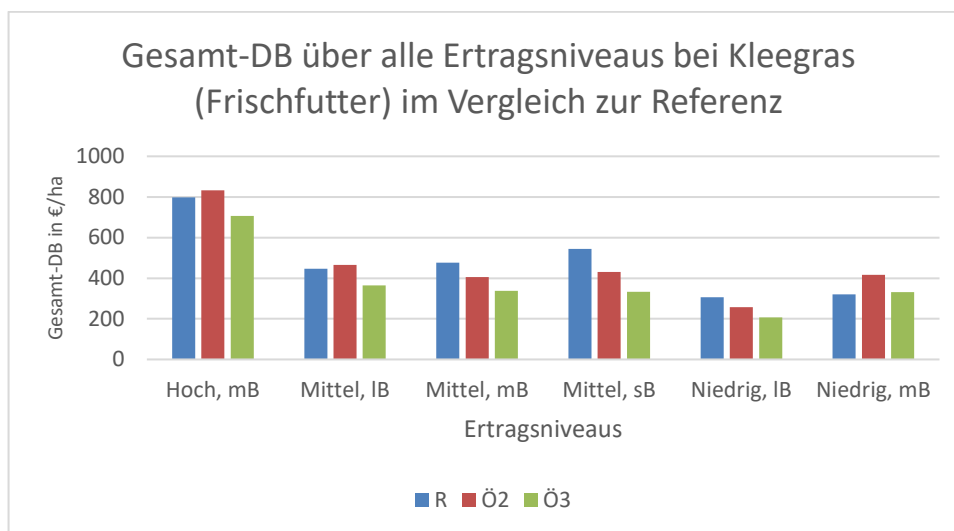
- bei der Ökologisierungstufe I: 4 Jahre;
- bei ÖKS II: 5 Jahre (5 Fruchtfolgeglieder) bzw. 6 Jahre (6 Fruchtfolgeglieder), wobei Klee gras bzw. Körnerleguminosen (bei 6 Jahren) in diesem Zeitraum angebaut sein müssen.

6.4 Nutzungsmöglichkeiten von Klee gras im Ackerbau

Wie schon mehrfach beschrieben, ist der Anbau von Klee gras für reine Ackerbaubetriebe aufgrund der mangelnden Vermarktungsmöglichkeiten wenig bis gar nicht attraktiv. Die Vorfruchtwerte der Klee gras- oder Luzernegrasmische sind zwar sehr gut, reichen aber natürlich nicht aus, um die Einnahmen durch eine Marktfrucht aufzuwiegen. Einige Nutzungsmöglichkeiten, die den Anbau von Klee gras- oder Luzernegras auch wirtschaftliche interessanter machen, werden im Folgenden beschrieben. Bisher hält sich der wirtschaftliche Nutzen dieser Möglichkeiten noch in Grenzen, weshalb der Ausbau der Forschung und Förderung unbedingt zu verfolgen ist.

Die direkte Nutzung von Klee gras als Futtermittel für benachbarte tierhaltende Betriebe. Unsere Berechnungen (Abbildung 11) zeigen, dass auf einigen Standorten die Integration von einjährigem Klee gras in der Ökologisierungsstufe 2 einschließlich Verwendung als Frischfutter sogar höhere Gesamt-DB erzielt als in der Referenzvariante ohne Klee gras. Ähnliche Gesamtdeckungsbeiträge werden bei der Verwendung als Anwelk-Silage erzielt.

Abbildung 11 Gesamt-Deckungsbeiträge Klee grasnutzung als Frischfutter

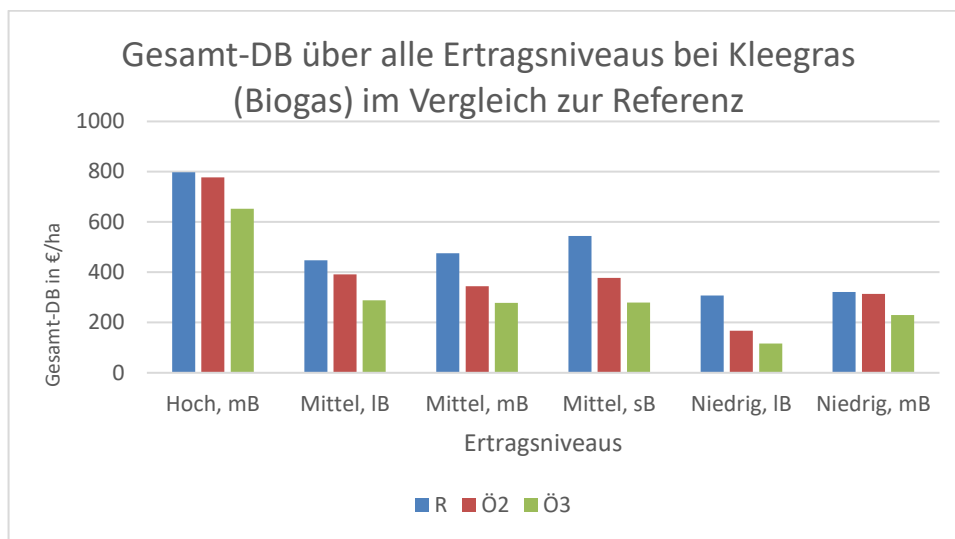


Eine interessante Variante der Frischfuttermittelvermarktung sind hier sogenannte Futter-Mist-Kooperationen. Dabei liefert der Ackerbauer das Klee gras oder Luzernegras als Futtermittel und bezieht im Gegenzug den Mist des benachbarten Tierhalters. Auf diese Weise können überbetriebliche Nährstoffkreisläufe geschlossen werden.

Klee gras als Futtermittel für Schweine und Geflügel. Die Zusammensetzung der Aminosäuren im Klee gras-Rohprotein ist besonders in der Schweine- und Geflügelfütterung von Vorteil, ja sogar noch besser geeignet als Sojabohne. Sogenannte *Grascobs* (Proteinkonzentrate) bieten daher eine weitere Nutzungsmöglichkeit. Dabei wird das Klee gras getrocknet und zu Pellets gepresst. In dieser Form lässt sich das Futtermittel gut verpacken und transportieren. Geprüft werden muss jedoch der Energieaufwand bei der Trocknung des Klee grasses.

Die energetische Nutzung von Klee gras in Biogasanlagen. Natürlich ist es auch möglich, Klee gras in Biogasanlagen zu verwenden. Nachteilig ist allerdings der relativ hohe Aschegehalt von rund 10 %. Aufgrund des sehr hohen Proteingehaltes muss eventuell kohlenstoffreiches Material zugegeben werden. Auch die Anforderungen an die Rührtechniken sind aufgrund der stabilen Klee gras-Fasern höher als bei anderen Substraten. Die Gärsubstrate aus Biogasanlagen geben wiederum wertvollen Dünger ab. Die Erlöse dürfen aus der energetischen Nutzung von Klee gras in der Biogasanlage jedoch geringer ausfallen als bei Mais. Unsere Berechnungen (Abb. 12) zeigen, dass auch die Verwendung als Substrat für die Biogasanlage Klee gras wirtschaftlich macht.

Abbildung 12 Gesamt-Deckungsbeiträge Klee grasnutzung als Substrat für Biogas



Klee gras als Gründünger. Eine weitere Möglichkeit, Klee gras zu nutzen, ist das sogenannte „Cut and Carry“-Verfahren. Dabei wird das Klee gras gemäht, abgefahren und als Mulchauflage auf benachbarten Feldern ausgebracht. Dieses Verfahren ist geeignet, um im viehlosen Betrieb einen geschlossenen Nährstoffkreislauf herzustellen bzw. benachbarte Betriebe mit wertvollem Dünger zu versorgen. Die Mulchauflage beugt Verunkrautungen und Erosionen vor, fördert die Aktivität von Regenwürmern und die biologische Aktivität in den Böden insgesamt. Zu guter Letzt führt Klee gras in allen getesteten Fruchtfolgen und Ertragsniveaus zu einer positiven Humusbilanz, d.h. zu einer Zunahme des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden. Im Durchschnitt (Ö1–Ö3) sind dies fast 0,3 Tonnen Kohlenstoff, das entspricht 1,1 Tonnen Kohlendioxid pro Hektar und Jahr. Diese Kohlenstofffestlegung im Boden hat beachtliche Klimarelevanz. Über die gesamte ackerbaulich genutzte Fläche (11,7 Mha) Deutschlands hochgerechnet, summiert sich hier ein CO₂-Einsparungspotenzial von 12,7 Mt CO₂. Das entspricht fast einem Fünftel der momentanen Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft (66 Mt CO₂e). Bei einem derzeit diskutierten Preis von 180 Euro pro Tonne CO₂ (UBA, 2019) könnten Bauern mit dieser CO₂-Abgabe fast 200 Euro pro Hektar für ihre Ökosystemdienstleistung verdienen. Es sei allerdings angemerkt, dass in diesem Falle unvermeidliche (Co-)Emissionen des Klimagases Lachgas (N₂O) aus Böden – vor allem aus solchen mit hohen Stickstoffüberschüssen – auch mit einer Treibhausgasabgabe (CO₂-Äquivalent⁵⁴) belegt werden müsste, was die oben genannten Einkünfte entsprechend schmälerte.

⁵⁴ Lachgas ist ein vergleichsweise potentes Treibhausgas, das heißt ein Molekül dieses Gases trägt stärker zur Erderhitzung bei also CO₂. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) rechnet mit einem Faktor 265, um N₂O Emissionen in CO₂-Äquivalente umzurechnen.

Zusammenfassung der Berechnungen

In dem folgenden Kapitel werden die Ergebnisse einer beispielhaften Darstellung von Fruchtfolgen im Rahmen von sechs verschiedenen Ertragsniveaus dargestellt. Es handelt sich dabei lediglich um Annäherungen und es werden nur auszugsweise Betriebstypen dargestellt. Die ausführliche Darstellung zu den einzelnen Ertragsniveaus finden sich in Anhang I.

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse in Form der Mittelwerte über die gesamte Fruchtfolge für alle Ertragsstufen und Varianten zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 10 Zusammenfassung der Ergebnisse (Mittelwerte der Gesamtfruchtfolge)

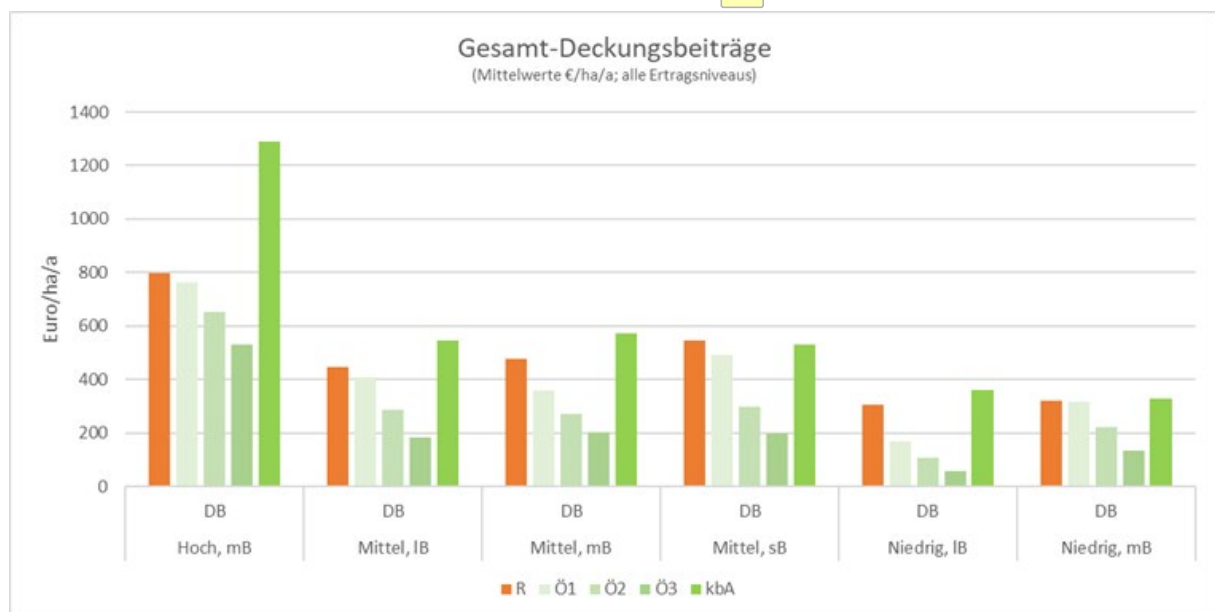
Ertrags-niveau	Faktor	R	Ö1	Ö2	Ö3	kbA
Hoch, mB	DB (€/ha)	798	765	654	530	1.289
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	226	190	144	118	128
	N-Überschuss (kg N/ha)	75	62	48	39	42
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	-182	-168	263	185	329
Mittel, lB	DB (€/ha)	447	407	285	183	547
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	202	164	106	88	91
	N-Überschuss (kg N/ha)	67	68	35	29	30
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	-416	103	308	271	374
Mittel, mB	DB (€/ha)	476	358	271	203	574
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	212	134	108	90	87
	N-Überschuss (kg N/ha)	70	44	36	30	29
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	200	306	520	458	421
Mittel, sB	DB (€/ha)	545	491	297	199	500
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	201	167	111	92	77
	N-Überschuss (kg N/ha)	66	55	36	30	26
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	-320	-180	321	274	360
Niedrig, lB	DB (€/ha)	307	169	107	58	367
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	186	116	93	78	83
	N-Überschuss (kg N/ha)	61	38	31	25	27
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	56	269	328	287	217
Niedrig, mB	DB (€/ha)	321	318	223	133	329
	N-Düngebedarf (kg N/ha)	170	132	100	89	61
	N-Überschuss (kg N/ha)	56	43	33	29	20
	Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	30	285	271	256

Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 13 sind die prozentualen Unterschiede der Deckungsbeiträge (DB) über die gesamte Fruchtfolge für alle Ertragsstufen und Varianten im Vergleich zur Referenz zusammenfassend dargestellt. Die Gesamt-DB nehmen über alle Ertragsniveaus mit zunehmender Ökologisierungstufe ab. In der Variante kbA sind sie über fast alle Ertragsstufen höher als in der Referenz-Variante und den verschiedenen Ökologisierungstufen. Eine direkte Vergleichbarkeit ist jedoch nur begrenzt möglich, da die Fruchtfolge und die Kulturartenzusammensetzung im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen. So ist beispielsweise der im Vergleich zum kbA höhere Gesamt-DB der Referenz bei mittlerem Ertragsniveau auf schwerem Boden durch den zweimaligen Anbau von Silomais und der zweijährige Anbau von Klee gras im kbA zu erklären. Grundsätzlich sind im kbA die Deckungsbeiträge der einzelnen Kulturarten im direkten Vergleich meist höher, da die Leistungen (Erzeugerpreise) höher sind, welche jedoch einer großen Schwankungsbreite unterliegen können. Im kbA sind die Vollkosten (variable plus fixe Kosten) – die mit den Berechnungen nicht dargestellt sind – jedoch höher, sodass sich bei einem Vergleich die Unterschiede wieder verringern.

Die steigende Differenz zwischen Referenz und den verschiedenen Ökologisierungstufen ist u.a. auf die höheren Kosten zurückzuführen, die durch die Integration von Zwischenfrüchten und Klee gras entstehen. Das gilt auch obwohl ein Teil der Kosten durch verringerte Inputs von Betriebsmitteln ausgeglichen wird. Ein weiterer Grund ist die Auflockerung der Fruchtfolge mit Kulturarten (z.B. Sommerungen und/oder Körnerleguminosen), die generell derzeit geringere Deckungsbeiträge erzielen als Kultarten wie Winterweizen, Winterraps oder Mais.

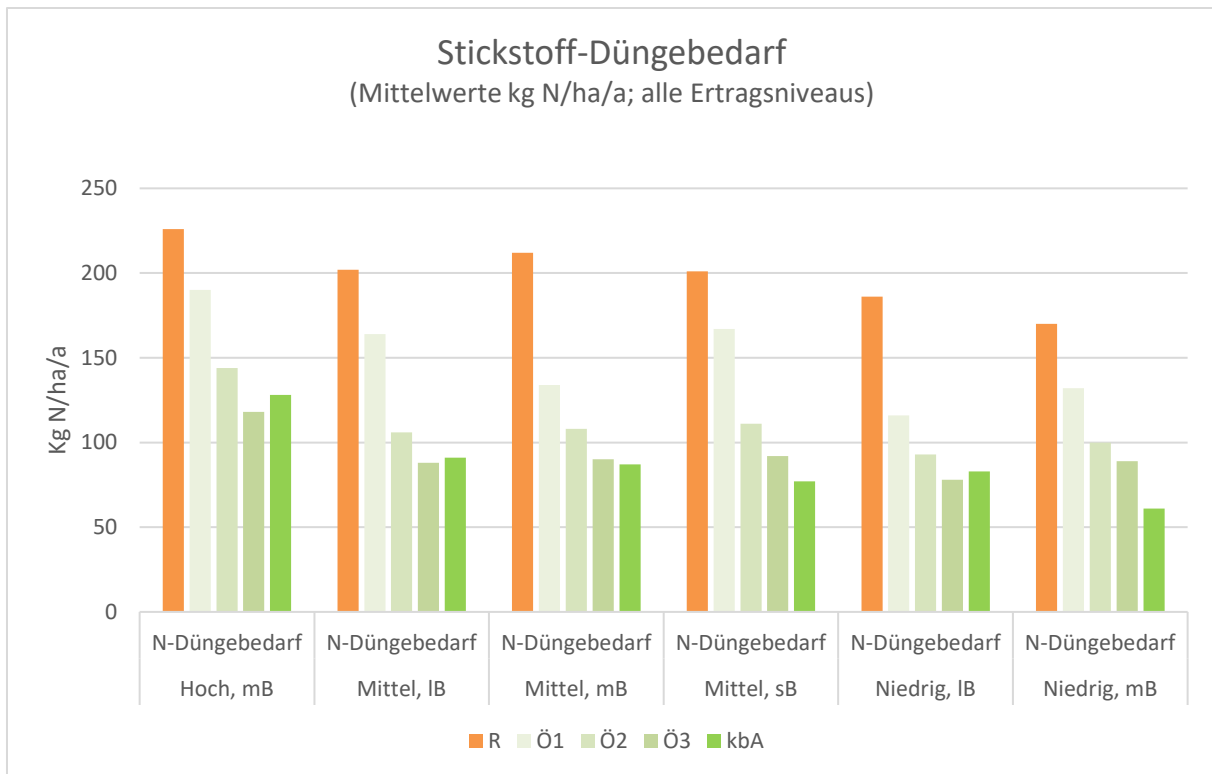
Abbildung 13 Unterschiede der Gesamt-Deckungsbeiträge der einzelnen Ökologisierungstufen



Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 14 sind die Mittelwerte der potenziellen N-Düngebedarfe über die gesamte Fruchtfolge für alle Ertragsstufen und Varianten zusammenfassend dargestellt. Die N-Düngebedarfe nehmen über alle Ertragsniveaus mit zunehmender Ökologisierungstufe (ÖKS) ab. Die Düngebedarfe der Variante kbA sind wie in der Referenz-Variante entsprechend der offiziellen Düngeempfehlung ohne eine Reduktion angegeben. Generell zeigt sich an den Düngebedarfen der Variante kbA die intensivere Wirtschaftsweise.

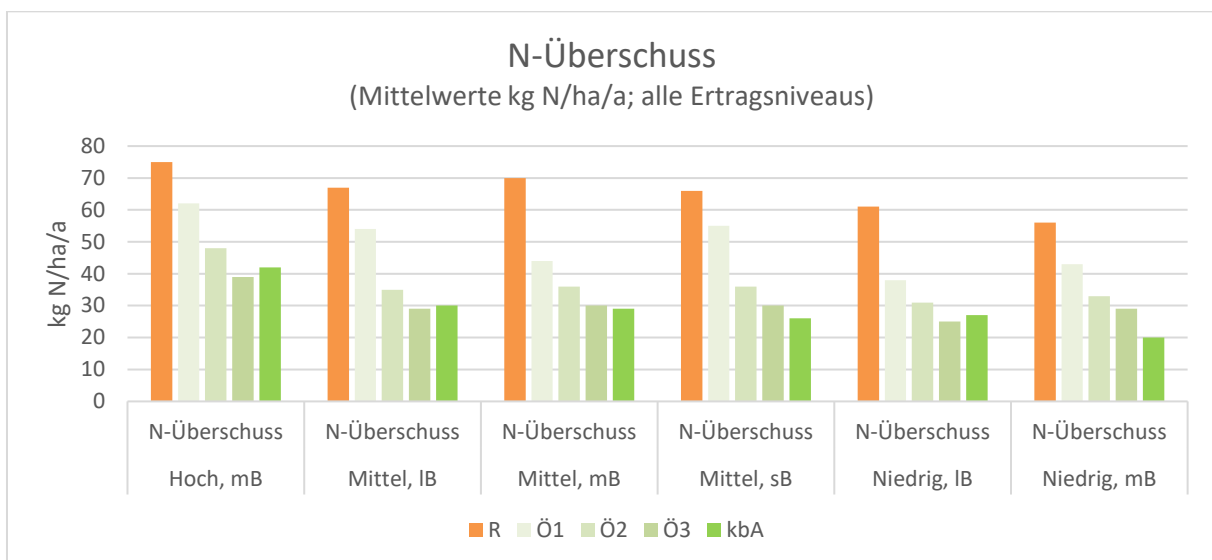
Abbildung 14 Veränderung der Stickstoff-Düngebedarfe in den einzelnen Ökologisierungstufen



Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 15 sind die Mittelwerte der potenziellen N-Düngeüberschüsse über die gesamte Fruchtfolge für alle Ertragsstufen und Varianten zusammenfassend dargestellt. Die N-Düngeüberschüsse nehmen über alle Ertragsniveaus mit zunehmender Ökologisierungstufe (ÖKS) ab.

Abbildung 15 Veränderung der Stickstoff-Überschüsse in den einzelnen Ökologisierungstufen



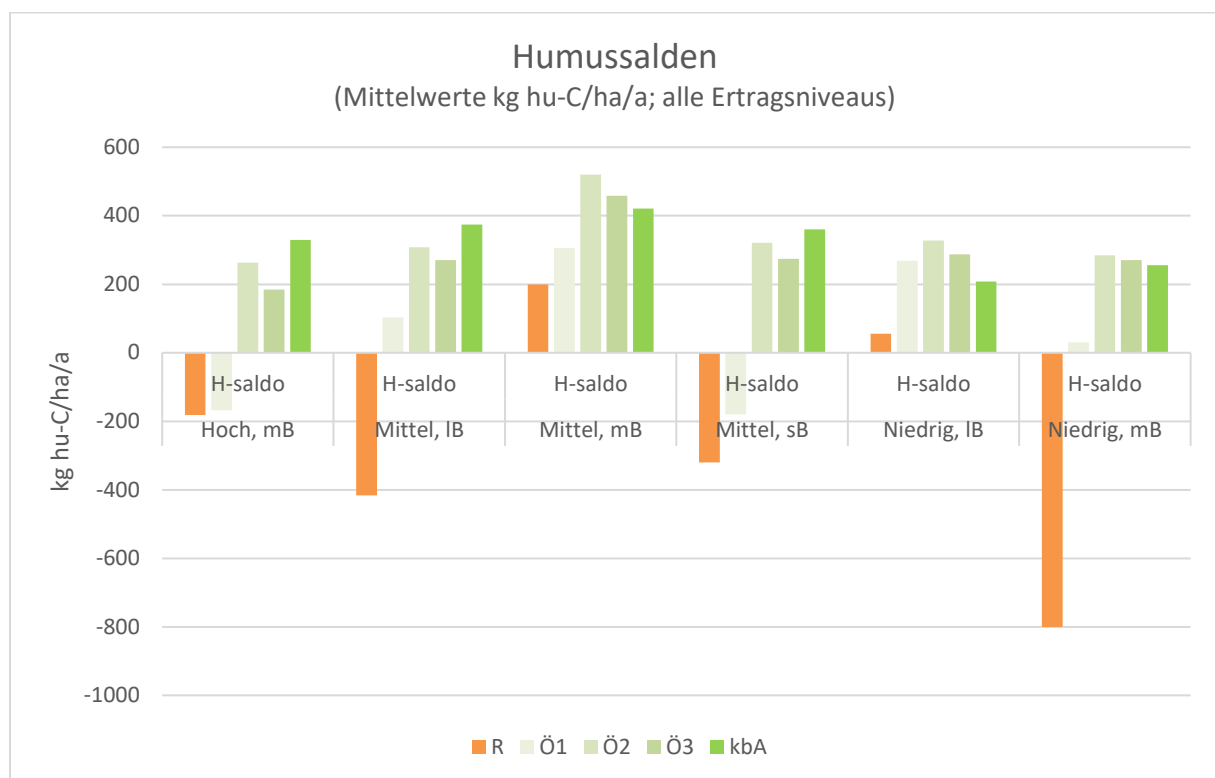
Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 16 zeigt die Mittelwerte der potenziellen Humussalden über die gesamte Fruchtfolge für alle Ertragsstufen und Varianten zusammenfassend. Die Humussalden nehmen von der Referenz-Variante bis zur Ö3 in allen Ertragsniveaus hauptsächlich aufgrund der Integration der Zwischenfrüchte und des Klee-grases zu. Von der Ö2 zu Ö3 nehmen die Humussalden über alle Ertragsstufen ab, da die Erträge in der Ö3 im Vergleich zu denen der Ö2 niedriger ausfallen. Das erklärt sich u.a. dadurch, dass aufgrund der geringeren Erträge auch die verbleibende Biomasse (Wurzelmasse, Stroh) kleiner ausfällt.

Die Variante kbA zeigt ähnliche Humussalden wie Ö2 und Ö3. Alle drei Varianten haben mindestens ein Klee-gras und Zwischenfrüchte in die Fruchtfolgen integriert. Darüber hinaus ist eine direkte Vergleichbarkeit zu den anderen Varianten nicht gewährleistet, da die Fruchtfolge bzw. die Kulturarten im kbA teilweise anders zusammengesetzt sind und systembedingt anderen Voraussetzungen folgen, wenn auch die Varianten Ö2 und Ö3 sich der Variante kbA stark annähern.

Die angegebenen Werte lassen nur eine grobe Einschätzung zu und sollen lediglich dazu dienen, mögliche Trends aufgrund der veränderten Zusammensetzung der Kulturarten aufzuzeigen. Es gilt, dass die Aussagekraft der dargestellten Humussalden für eine abschließende Bewertung unzureichend ist.

Abbildung 16 Veränderung der Humussalden in den einzelnen Ökologisierungstufen



Quelle: Eigene Darstellung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass breitere Fruchtfolgen eine allgemein anerkannte Maßnahme sind, die eine Menge von ackerbaulichen aber auch ökologischen Problemen adressiert. Häufig sind breitere Fruchtfolgen sogar wirtschaftlich interessanter als die vielerorts etablierten 2-gliedrigen Fruchtfolgen. Die stufenweise Reduktion von chemischen Pflanzenschutzmitteln und mineralischen Düngemitteln muss nicht zwangsläufig zu geringeren Erträgen führen, wenn mechanischer Pflanzenschutz betrieben und Futterleguminosen und Zwischenfrüchte etabliert werden. Die Integration von Zwischenfrüchten und insbesondere von Klee gras oder Luzernegrass stellt für konventionelle Ackerbaubetriebe wirtschaftlich eine Herausforderung dar.

Kurzfristige ökonomische Verwendungsmöglichkeiten sind bereits vorhanden, müssen aber förderpolitisch zukünftig unterstützt werden. Langfristig ist davon auszugehen, dass sich die durch den signifikanten Humusaufbau positiven Effekte wie Wasserspeicher, Kohlenstoffspeicher, Stabilisierung der Bodenstruktur, Ansiedlung von Regenwürmern und anderen Bodenorganismen auch positiv auf das wirtschaftliche Ergebnis der Betriebe und auf die Resilienz des gesamten Sektors auswirken wird.

7 LITERATUR

- Albrecht, S. (2012). Weltagrarbericht – Bericht zu Afrika südlich der Sahara (SSA). International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD).
- Alfvén, T., Braun-Fahrländer, C., Brunekreef, B., Von Mutius, E., Riedler, J., Scheynius, A., Budde, J. (2006). Allergic diseases and atopic sensitization in children related to farming and anthroposophic lifestyle—the PARSIFAL study. *Allergy*, 61(4), 414-421.
- Andert, S., Bürger, J., Gerowitt, B. (2016). Zur Bedeutung betrieblicher Faktoren für die Pflanzenschutzmittel-Intensität im Ackerbau. *Gesunde Pflanzen*, 68(1), 13.
- Aubertot, J.-N., Pinochet, X., Doré, T. (2004). The effects of sowing date and nitrogen availability during vegetative stages on *Leptosphaeria maculans* development on winter oilseed rape. *Crop Protection*, 23(7), 635-645.
- Auerswald, K., Fischer, F. K., 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, 1-9.
- Bach, M., Klement, L. (2015). Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009-2011. Abschlussbericht, Universität Gießen, 24 S.
- Bach, M., Klement, L., Häußermann, U. (2016). Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitrateinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff-Überschüsse. Teil 1: Beitrag zur Entwicklung einer ressortübergreifenden Stickstoffstrategie. Zwischenbericht. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Baessler, C., Klotz, S. (2006). Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, ecosystems & environment*, 115(1-4), 43-50.
- Bais, H. P., Weir, T. L., Perry, L. G., Gilroy, S., Vivanco, J. M. (2006). The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 57, 233-266.
- Baker, B. P., Benbrook, C. M., III, E. G., Benbrook, K. L. (2002). Pesticide residues in conventional, integrated pest management (IPM)-grown and organic foods: insights from three US data sets. *Food Additives & Contaminants*, 19(5), 427-446.
- Baldi, I., Cordier, S., Coumoul, X., Elbaz, A., Gamet-Payrastré, L., Le Bailly, P., Van Maele-Fabry, G. (2013). Pesticides, effets sur la santé. Expertise collective, synthèse et recommandations. Les éditions INSERM, Paris. In.
- Balmer, O., Pfiffner, L., Schied, J., Willareth, M., Leimgruber, A., Luka, H., Traugott, M. (2013). Noncrop flowering plants restore top-down herbivore control in agricultural fields. *Ecology and Evolution*, 3(8), 2634-2646.
- Bastiaans, L., Zhao, D., Den Hollander, N., Baumann, D., Kruidhof, H., Kropff, M. (2007). Exploiting diversity to manage weeds in agro-ecosystems. In *Scale and Complexity in Plant Systems Research: Gene-Plant-Crop Relations* (pp. 267-284): Springer.
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C. F., Mußhoff, O., Happe, A.-K. (2017). The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature ecology & evolution*, 1(9), 1279.
- Baudry, J., Assmann, K. E., Touvier, M., Allès, B., Seconda, L., Latino-Martel, P., Lairon, D. (2018). Association of frequency of organic food consumption with cancer risk: findings from the NutriNet-Santé prospective cohort study. *JAMA Internal Medicine*.

- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung (LfL) (2010). Klee gras als Biogas substrat. Biogas Forum Bayern. Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V. (Hrsg.). Freising.
- Becker, C., Bizer, K., Führ, M., Krieger, N., Scholl, J. (2005). Lebensmittelwerbung für Kinderprodukte. *Strategieentwürfe für den vorbeugenden Verbraucherschutz, Sonderforschungsgruppe Institutionenanalyse, Darmstadt.*
- Bedoussac, L., Journet, E.-P., Hauggaard-Nielsen, H., Naudin, C., Corre-Hellou, G., Jensen, E. S., Justes, E. (2015). Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 911-935.
- Beketov, M. A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Liess, M. (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(27), 110391043.
- Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., Billen, G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient cycling in agroecosystems*, 100(3), 285-299.
- Berendonk, T. U., Manaia, C. M., Merlin, C., Fatta-Kassinos, D., Cytryn, E., Walsh, F., Pons, M.-N. (2015). Tackling antibiotic resistance: the environmental framework. *Nature Reviews Microbiology*, 13(5), 310.
- BFN. (2017a). Agrar-Report 2017 – Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BFN. (2017b). Grünland-Report. Alles im Grünen Bereich? Bundesamt für Naturschutz (BFN), Bonn.
- Bianchi, F. J., Booij, C., Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715727.
- Bittersohl, J., Walther, W., Meesenburg, H. (2014). Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58(4), 260-273.
- Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung BLE. (2017). Fleischkonsum in Deutschland 2016. Presseinformation, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn.
https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/Pressemitteilungen/170330_Fleisch.pdf?__blob=publicationFile&v=2 Abgerufen: 20.12.2018.
- Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung BLE. (2018). Die neue Düngeverordnung. Hrsg. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn. 56 S.
- Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung BLE. (2019). Klee und Luzerne: Sinnvoll nutzen im viehlosen Betrieb.
<https://www.oekolandbau.de/landwirtschaft/pflanze/spezieller-pflanzenbau/feldfutter/klee-und-luzerne-im-viehlosen-betrieb/> Abgerufen 20.05.2019
- Blundell, J. E., Baker, J. L., Boyland, E., Blaak, E., Charzewska, J., De Henauw, S., Holm, L. (2017). Variations in the prevalence of obesity among European countries, and a consideration of possible causes. *Obesity facts*, 10(1), 25-37.
- BMEL. (2014). Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
<https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Agrarpolitik/Texte/GAP->

- [Geschichte.html;jsessionid=C6A2573F9F622241F42ED1174E58583F.1_cid358](#),
Abgerufen: 6.11.2018.
- BMEL. (2016). Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2016. Hrsg. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
- BMEL. (2017a). Agrarexporte 2017. Daten und Fakten. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
- BMEL. (2017b). Strengere Regeln für die Düngung.
https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/Texte/Duengepaket_Novelle.html, Abgerufen: 9.02.2019.
- BMEL (2017c). Deutschland wie es isst – Der BMEL-Ernährungsreport 2018.
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
- BMEL (2018). Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Hrsg. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Referat 521, Bonn.
- BMEL (2019a). Klöckner: „Die Land- und Forstwirtschaft leistet ihren Beitrag zum Klimaschutz“. Pressemitteilung Nr. 77 vom 10.04.19. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
- BMEL (2019b). Pressemitteilung Nr. 124 vom 13.06.19: Ministerinnen legen gemeinsam Vorschläge zum wirksamen Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen vor – Verschärfungen zur Düngeverordnung werden mit Brüssel abgestimmt.
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.
- BMELV. (2007). Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen. Eine Strategie des BMELV für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt für die Ernährung, Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), 2007, Bonn.
- BMELV (2010). Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz - Grundsätze für die Durchführung. Herausgeber: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). Bonn.
- BMU. (2010). Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.
- BMUB. (2016). Klimaschutzplan 2050 – Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Berlin.
- BMUB. (2017). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Biologische Vielfalt in Deutschland: Fortschritte sichern – Herausforderungen annehmen! Rechenschaftsbericht 2017 der Bundesregierung zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin 2017.
https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nationale_strategie_rechenschaftsbericht_2017_bf.pdf, Abgerufen: 11.10.2018.
- BMUB, BMEL. (2017). Nitratbericht 2016. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und Ernährung und Landwirtschaft. Bonn, Januar 2017.
- Boatman, N. D., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W., Robertson, P. A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 13143.

- Böhm, H. (2009). Körnerleguminosen-Stand des Wissens sowie zukünftiger Forschungsbedarf aus Sicht des Ökologischen Landbaus. *Journal für Kulturpflanzen*, 61(9), 324-331.
- Böhm, H. (2014). Unkrautregulierung durch Fruchtfolge und alternative Managementverfahren. *Julius Kühn-Archiv*, 443, 24-36.
- Böhm, H., Brandhuber, R., Bruns, C., Demmel, M., Finckh, M. R., Fuchs, J., Möller, D. (2014). Körnerleguminosen und Bodenfruchtbarkeit-Strategien für einen erfolgreichen Anbau.
- Bonanomi, G., Antignani, V., Pane, C., Scala, F. (2007). Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology*, 311-324.
- Bouchard, C., Valantin-Morison, M., Grandeau, G. (2011). Itinéraires techniques intégrés du colza d'hiver: comment concilier environnement et économie. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 61(61), 5-20.
- Bouvard, V., Loomis, D., Guyton, K. Z., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Benbrahim-Tallaa, L., Straif, K. (2015). Carcinogenicity of consumption of red and processed meat. *The Lancet Oncology*, 16(16), 1599-600.
- Boxberger, J., Moitzi, G. (2008). Energieeinsatz in der Landwirtschaft im Wandel. *KTBL SCHRIFT*, 463, 7.
- Boylard, E. J., Whalen, R. (2015). Food advertising to children and its effects on diet: review of recent prevalence and impact data. *Pediatric diabetes*, 16(5), 331-337.
- Brandhuber, R., Treisch, M. (2012). Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Maisanbaufläche in Bayern: Vergleich 2005 mit 2011. *Tagungsband zu den*, 7, 13641.
- Brock, C. (2016). Organische Bodensubstanz in Ackerbausystemen. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Brooker, R. W., Bennett, A. E., Cong, W. F., Daniell, T. J., George, T. S., Hallett, P. D., Karley, A. J. (2015). Improving intercropping: a synthesis of research in agronomy, plant physiology and ecology. *New Phytologist*, 206(1), 10717.
- Brundtland, G. (1987). Our common future: Report of the 1987 World Commission on Environment and Development. *United Nations, Oslo*, 1, 59.
- Bückmann, H., Bøjer, O., Montull, J., Röhrig, M., Rydahl, P., Taberner, A., Verschwele, A. (2018). DSS-IWM: an improved European Decision Support System for Integrated Weed Management. *Julius Kühn-Archiv*(458), 205-208.
- Bundesregierung, D. (2018). Belastung mit antibiotikaresistenten Keimen in Flüssen, Bächen und Badegewässern. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Bettina Hoffmann, Oliver Krischer, Steffi Lemke, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 19/815 –.
- Butault, J.-P., Dedryver, C.-A., Gary, C., Guichard, L., Jacquet, F., Meynard, J. M., Sauphanor, B. (2010). Synthèse du rapport d'étude Écophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides? *Synthèse du rapport d'étude Écophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides?*, INRA Editions (2010)-978-2-7380272-2.
- Capriel, P., & Seiffert, D. (2009). 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 10, 2009. In.
- Conrad, A., Schröter-Kermani, C., Hoppe, H.-W., Rütger, M., Pieper, S., Kolossa-Gehring, M. (2017). Glyphosate in German adults—Time trend (2001 to 2015) of human exposure to a widely used herbicide. *International journal of hygiene and environmental health*, 220(1), 86.

- Conrad, F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., Woiwod, I. P. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological conservation*, 132(3), 279-291.
- Conrad, J. (1992). Umweltprobleme der Landwirtschaft – Politik um Nitrat. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verl., 1992. 215 S.
- Crews, T., & Peoples, M. (2004). Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, ecosystems & environment*, 102(3), 279-297.
- Curl, C. L., Fenske, R. A., Elgethun, K. (2003). Organophosphorus pesticide exposure of urban and suburban preschool children with organic and conventional diets. *Environmental Health Perspectives*, 111(3), 377.
- Dachbrodt-Saaydeh, S., Sellmann, J., Strassemeier, J., Schwarz, J., Klocke, B., Kregel, S., & Kehlenbeck, H. (2018). Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Zwei-Jahres-Bericht 2015 und 2016, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2016: Network of reference farms for plant protection, bi-annual report 2015 and 2016, analysis of results of 2007 to 2016: Julius Kühn-Institut.
- Dämmgen, U. (2005). Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig: FAL.*
- Dauber, J., Baum, S., Masur, D., Sevke-Masur, K., Glemnitz, M. (2018). Agrarholzanbau und Biodiversität. In *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft* (pp. 391-432): Springer.
- Davies, Z., Effen, J. (2017). Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Ein Überblick. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Davis, Hill, J. D., Chase, C. A., Johanns, A. M., Liebman, M. (2012). Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. *PLoS one*, 7(10), e47149.
- Davis, D. R. (2009). Declining fruit and vegetable nutrient composition: What is the evidence? *HortScience*, 44(1), 159.
- Deutscher Bauernverband (2014). Situationsbericht 2014/2015. Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Deutscher Bauernverband (DBV), Berlin.
- Deutscher Bauernverband (2017). Situationsbericht 2017/18. Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Deutscher Bauernverband (DBV), Berlin.
- Deutscher Bundestag (2016). Studien zu externen Kosten der Landwirtschaft seit 2006. Wissenschaftliche Dienste des Bundestages, WD 5 – 3000 – 062/16.
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) (2019). Klee statt Soja? DLG-Mitteilungen 2/19, 71. Frankfurt am Main.
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (DLG) (2017). DLG-Merkblatt 424 – Ackerbau zukunftsfähig gestalten. Fachzentrum Landwirtschaft. Frankfurt am Main.
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (DLG) (2017). DLG-Mitteilungen 9/17, S. 15 ff. Max Eyth-Verlagsgesellschaft mbH. Frankfurt am Main.
- De Haen, H. (1985). Struktureller Wandel der Landwirtschaft aus ökonomischer und ökologischer Sicht. *Agrarwirtschaft*, 34(1), 1-9.
- De Witte, T., Gaus, C.-C.; Minßen, T.-F.; Urso, L.-M.; Wegener, J. (2017). Mit autonomen Landmaschinen zu neuen Pflanzenbausystemen. Schlussbericht. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Dennis, L. K., Lynch, C. F., Sandler, D. P., Alavanja, M. C. (2010). Pesticide use and cutaneous melanoma in pesticide applicators in the agricultural health study. *Environmental Health Perspectives*, 118(6), 812.

- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., Li, H. (2010). Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 3(1), 1-25.
- Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. DGE (2004). Ernährungsbericht 2004. Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (DGE), Bonn.
- Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. DGE (2017). Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V., Bonn.
<https://www.dge.de/fileadmin/public/doc/fm/10-Regeln-der-DGE.pdf> Abgerufen: 5.11.2018.
- Deutsche Gesellschaft für Entomologie DGfE (2016). Resolution zum Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna. Deutsche Gesellschaft für Entomologie. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (12), 393-394.
- Deutscher Bundestag (2019). Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Friedrich Ostendorff, Harald Ebner, Steffi Lemke, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 19/7055 – Verankerung von Umwelt-, Klima- und Tierschutz in der Gemeinsamen Agrarpolitik nach 2020. Drucksache 19/7867.
- Donald, P., Green, R., Heath, M. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268(1462), 25-29.
- Doxa, A., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Devictor, V., Jiguet, F. (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: the role of High Nature Value farmland. *Agriculture, ecosystems & environment*, 148, 83-88.
- Drews, S., Neuhoff, D., Köpke, U. (2009). Weed suppression ability of three winter wheat varieties at different row spacing under organic farming conditions. *Weed research*, 49(5), 526-533.
- Drinkwater, L. E., Wagoner, P., Sarrantonio, M. (1998). Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396(6708), 262.
- DüV. (2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), Ausfertigungsdatum: 26.05.2017.
- Effertz, T., Adams, M. (2015). Effektive Prävention von Adipositas durch Kindermarketingverbote und Steuerstrukturänderungen. *Prävention und Gesundheitsförderung*, 10(1), 55-61.
- Emond, J. A., Lansigan, R. K., Ramanujam, A., Gilbert-Diamond, D. (2016). Randomized exposure to food advertisements and eating in the absence of hunger among preschoolers. *Pediatrics*, e20162361.
- EU-Rechnungshof. (2017). Pläne für die nächste GAP sollten umweltfreundlicher und konsequent leistungsgestützt sein und zudem die Rechenschaftspflicht stärker in den Fokus stellen. Pressemitteilung Europäischer Rechnungshof, 7.11.2018.
<https://eca.europa.eu/de/Pages/NewsItem.aspx?nid=11130> Abgerufen: 23.12.2018.
- Europäische Kommission (2019). Evaluation study of the impact of the CAP on climate change and greenhouse gas emissions.
- Everwand, G., Cass, S., Dauber, J., Williams, M., Stout, J. (2017). Legume crops and biodiversity. *Legumes in cropping systems*, 55-69.
- FAO, ITPS. (2017). Global Assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems. Food and Agriculture Organisation of the United

- Nations (FAO) and the Intergovernmental Technical Panel on Soils of the Global Soil Partnership, Rome.
- Filipinski, M., Gieske, M., Cordsen, E. (2017). Antibiotikarückstände aus der Veterinärmedizin in Wirtschaftsdünger-, Bodenmaterial- und Sickerwasserproben in Schleswig-Holstein. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Tagungsbeitrag: Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 2.09. bis 7.09. 2017, Göttingen.
- Finckh, M. R., Yli-Mattila, T., Nykänen, A., Kurki, P., Hannukkala, A. (2015). Organic temperate legume disease management. *Plant diseases and their management in organic agriculture*, 293-310.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., von Wehrden, H. (2014). Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149-157.
- Fitzpatrick, I., Young, R., Perry, M., Rose, E. (2017). The hidden cost of UK food. Online: <http://sustainablefoodtrust.org/wp-content/uploads/2013/04/HCOF-Report-online-version.pdf>, Abgerufen: 3.01.2019.
- Flessa, H., Greef, J., Hofmeier, M., Dittert, K., Ruser, R., Osterburg, B., Pacholski, A. (2014). Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft – Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. *Forschung Themenheft*, 1, 2014.
- FNR. (2018). Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22004416.pdf>, Abgerufen, 1.11.2018.
- Fog, E., Ytting, N., Lübeck, M. (2017). Biorefining of proteins from grass clover as an innovative solution to a truly sustainable organic production. Scientific Conference “Innovative Research for Organic Agriculture 3.0” 19th Organic World Congress, New Delhi, India, November 9-11, 2017
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., West, P. C. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337.
- Freyer, B. (2003a). Fruchtfolgen: konventionell, integriert, biologisch. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 74.
- Freyer, B. (2003b). Fruchtfolgen: konventionell, integriert, biologisch. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Freyer, B. (2016b). Umstellung landwirtschaftlicher Betriebe. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen (Vol. 4639). UTB.
- Freyer, B. (2016c). Konturen der Forschung zum Ökologischen Landbau. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen (Vol. 4639). UTB.
- Freyer, B. (2016d). Ernährungssicherung. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen (Vol. 4639). UTB.
- Frielinghaus, M., Deumlich, D., Helming, K., Thiere, J., Volker, L., Winnige, B. (2002). Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern-Bodenerosion. *Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern [LUNG], Güstrow*.
- Fuchs, S., Saacke, B. (2006). Arable fields as habitat for flora and fauna—a synopsis. *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*, 248-296.

- Fuchs, S., Stein-Bachinger, K. (2008). Naturschutz im Ökolandbau - Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum. Bioland Verlags GmbH, Mainz, 144 S.
- Garnett, T., Appleby, M. C., Balmford, A., Bateman, I. J., Benton, T. G., Bloomer, P., Fraser, D. (2013). Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *science*, 341(6141), 33-34.
- Gaugler, T., Michalke, A. (2017). Was kosten uns Lebensmittel wirklich? Ansätze zur Internalisierung externer Effekte der Landwirtschaft am Beispiel Stickstoff. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 26(2), 15657.
- Gaugler, T., Simkin, P. (2016). Externe Effekte in der Landwirtschaft am Beispiel von Antibiotikaresistenzen und Nitrat-/Stickstoffbelastung. Working Paper, Universität Augsburg.
- Gaupp-Berghausen, M., Hofer, M., Rewald, B., Zaller, J. G. (2015). Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. *Scientific reports*, 5, 12886.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Winqvist, C. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 9705.
- Geisbauer, C., Hampicke, U. (2012). Ökonomie schutzwürdiger Ackerflächen. Was kostet der Schutz von Ackerwildkräutern? Broschüre, Greifswald. 50 S.
- Gerhards, I. (2003). Die Bedeutung der landschaftlichen Eigenart für die Landschaftsbildbewertung dargestellt am Beispiel der Bewertung von Landschaftsbildveränderungen durch Energiefreileitungen. *Culterra* 33, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Ghorbani, R., Wilcockson, S., Koocheki, A., Leifert, C. (2008). Soil management for sustainable crop disease control: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6(3), 14962.
- Godard, O. (2005). The precautionary principle. Between social norms and economic constructs.
- Goulson, D., Lye, G. C., Darvill, B. (2008). Decline and conservation of bumble bees. *Annu. Rev. Entomol.*, 53, 191-208.
- Grote, M., Meriç, D. H., Langenkämper, G., Hayen, H., Betsche, T., Freitag, M. (2009). Untersuchungen zum Transfer pharmakologisch wirksamer Substanzen aus der Nutztierhaltung in Porree und Weißkohl. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 4(3-4), 287-304.
- Guerra, A. (1994). The effect of organic matter content on soil erosion in simulated rainfall experiments in W. Sussex, UK. *Soil use and management*, 10(2), 60-64.
- Guyton, K. Z., Loomis, D., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Straif, K. (2015). Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. *The Lancet Oncology*, 16(5), 490-491.
- Haffmans, S. (2007). Was sind unnötige Anwendungen im Pflanzenschutz? Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. (PAN Germany), Hamburg.
- Hallmann, C. A., Foppen, R. P., van Turnhout, C. A., de Kroon, H., Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511(7509), 341.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Hörrén, T. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hampicke, U. (1998). Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur. In *Integrative Umweltbewertung* (pp. 9517). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Hampicke, U. (2013). Kulturlandschaft und Naturschutz: Probleme-Konzepte-Ökonomie: Springer-Verlag.
- Hamza, M., Anderson, W. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and tillage research*, 82(2), 12145.
- Harrach, T. (2010). Schutz der Ackerböden vor Verdichtung und Erosion durch reduzierte Bodenbearbeitung und Förderung der Regenwurm-aktivität-Grundzüge eines Leitbildes „Anzustrebendes Bodengefüge“. Tagungsbeitrag zu: Gemeinsame Sitzung Kommission III DBG und Fachgruppe 4 Bundesverband Boden. Titel der Tagung: Boden und Standortqualität. Osnabrück.
- Hass, A. L., Kormann, U. G., Tscharntke, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., Bertrand, C. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B*, 285(1872), 20172242.
- Hastings, G., Stead, M., McDermott, L., Forsyth, A., MacKintosh, A. M., Rayner, M., Angus, K. (2003). Review of research on the effects of food promotion to children. *London: Food Standards Agency*.
- Heap, I. (2018). The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. <http://weedsociety.org/>, Abgerufen: 17.12.2018.
- Helmert M, Heuwinkel H, Pommer G, Gutser R & Schmidhalter U (2004). Management effects in organically grown clover-grass on nitrous-oxide emissions: comparison of mulching and cutting. In: Weiske, A.: Proceedings: Greenhouse Gas Emissions from Agriculture – Mitigation Options and Strategies: 218-219.
- Hedlung, K. (2012). Final Report Summary – SOILSERVICE. Conflicting demands of land use, soil biodiversity and the sustainable delivery of ecosystem goods and services in Europe. <https://cordis.europa.eu/project/rcn/87816/reporting/en>, Abgerufen: 18.02.2019.
- Heißenhuber, A. (2015). 30 Jahre SRU-Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ – eine Bilanz. *Umweltbundesamt Dessau-Roßlau*.
- HELCOM. (2018). State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.
- Henne, U. (2018). Kurs ändern, alt Erlernes passt oft nicht mehr! Praxisnah – Züchtung, Produktion, Verwertung, Fachinformation für die Landwirtschaft. Ausgabe 4, Oktober 2018.
- Herrmann, A., Papesch, J. (1996). Schlaggröße – Auswirkung auf die verfahrenstechnische Leistung und die Kosten der Arbeitserledigung. *LANDTECHNIK – Agricultural Engineering*, 51(1), 50-51.
- Herzog, F., Oehen, B., Weibel, F. P. (2016). Agroforstsysteme. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB., 392.
- Herzog, F., Pfiffner, L. (2016). Agrarökologie und Biodiversität. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB. S. 613-625.

- Heubuch, M. (2015). Die Krise als Chance. Das russische Lebensmittelembargo und die Problematik der massiven EU-Exportsubventionierung. In: Der kritische Agrarbericht 2015, S. 42-46.
- Hill, R. H., Head, S. L., Baker, S., Gregg, M., Shealy, D. B., Bailey, S. L., Needham, L. L. (1995). Pesticide residues in urine of adults living in the United States: reference range concentrations. *Environmental Research*, 71(2), 9908.
- Hirling, W. (1974). Schädliche Nematoden an Mais in Baden-Württemberg I. Die Umfallkrankheit beim Mais durch *Ditylenchus dipsaci*-Befall. *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzen- und Umweltschutz*, 47(3), 33-39.
- Hofreither, M. F. (2016). *Dimensionen agrarpolitischer Legitimität. Diskussionspapier. Universität für Bodenkultur, Wien*. Retrieved from
- Höhn, E., Künsch, U., Infanger, E., Koch, W. (2004). War Gemüse früher wirklich nährstoffreicher. *Schweiz Zeitschr Ernährungsmedizin*, 2(1), 28-35.
- Holsten, B., Pfannerstill, M., Trepel, M. (2016). Phosphor in der Landschaft: Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes: Institut für Ökosystemforschung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Hommel, B., Dachbrodt-Saaydeh, S., Freier, B. (2014). Experiences with implementation and adoption of integrated plant protection (IPP) in Germany. In *Integrated Pest Management* (pp. 429-465): Springer.
- Höper, H. (2015). Langzeituntersuchungen zum Vorkommen von Tierarzneimitteln in Boden und Sickerwasser Ergebnisse der niedersächsischen Bodendauerbeobachtung. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Niedersachsen. Tagung: Spurenstoffe in Boden und Grundwasser, Hannover, 11.06.2015.
- Horneburg, B. (2016). Ökologische Pflanzenzüchtung. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Hötker, H., Leuschner, C. (2014). Naturschutz in der Agrarlandschaft am Scheideweg. *Studie im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz.* URL: http://www.michaelottostiftung.de/de/presse/left-area/04/text_files/file/mos015_Studie_RZ_140618_lowres, 202.
- Huber, M., Rembiałkowska, E., Średnicka, D., Bügel, S., Van De Vijver, L. (2011). Organic food and impact on human health: Assessing the status quo and prospects of research. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 58(3-4), 10309.
- Hülsbergen, K.-J., Rahmann, G. (2015). *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme-Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013-2014*: Thünen Report.
- Hülsbergen, K.-J., Schmid, H. (2008). Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bionergieerzeugung. *KTBL-Schrift* 468:15171.
- Hüttl, R., Prechtel, A., Bens, O. (2008). Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland; Publikationen des Umweltbundesamtes. Available from www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/3710.htm.
- Iannetta, P. P., Young, M., Bachinger, J., Bergkvist, G., Doltra, J., Lopez-Bellido, R. J., Topp, C. F. (2016). A comparative nitrogen balance and productivity analysis of legume and non-legume supported cropping systems: the potential role of biological nitrogen fixation. *Frontiers in plant science*, 7, 1700.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters*, 18(1), 28-36.

- The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (2018). Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín, Rando, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E. Zimmermann and M. Christie (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 pages.
- Isermann, R., Isermann, K. (2017). (Nicht-)Nachhaltige Kriterien der Düngerverordnung von Deutschland (DüV 2017) hinsichtlich einer nachhaltigen Landnutzung und der Nährelemente C, N, P, K (S). VDLUFA-Schriftenreihe 74. S.266-275.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Schneider, F. (2018). Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (3865761925). Retrieved from
- Jannoura, R., Joergensen, R. G., Bruns, C. (2014). Organic fertilizer effects on growth, crop yield, and soil microbial biomass indices in sole and intercropped peas and oats under organic farming conditions. *European Journal of Agronomy*, 52, 259-270.
- Jasper, U. (2018). Gerechtigkeit ist Thema – Kürzung und Obergrenze bei Großbetrieben und Aufschlag auf die ersten Hektar in der Diskussion. Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft. https://www.abl-ev.de/apendix/news/details/?tx_ttnews%5Btt_news%5D=1781&cHash=0cebe0ff7fee b98d837547691e1dc9d6
- Jepsen, D., Vollmer, A., Eberle, U., Fels, J., ZNU, W., Schomerus, T. (2014). Entwicklung von Instrumenten zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen. *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit*. Hg. V. Umweltbundesamt (UBA).
- Jörgensen, R. G. (2016). Bodenfruchtbarkeit. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB. S. 298-316.
- Jossi, W., Zihlmann, U., Anken, T., Dorn, B., Van der Heijden, M. (2011). Reduzierte Bodenbearbeitung schont die Regenwürmer. *Agrarforschung Schweiz*, 2(10), 432-439.
- Julia, C., Hercberg, S. (2017). Nutri-Score: evidence of the effectiveness of the French front-of-pack nutrition label. *Ernährungs Umschau*, 64(12), 18187.
- Kahl, J., Busscher, N., Ploeger, A. (2016). Lebensmittelqualität. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Kasper, M., Freyer, B., Hülsbergen, K. J., Schmid, H., Friedel, J. K. (2015). Humus balances of different farm production systems in main production areas in Austria. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(1), 25-34.
- Kehlenbeck, H., Rajmis, S. (2018). Was bleibt unterm Strich. *DLG Mitt*, 2, 56-57.
- Keller, L., Wendland, F. (2016). Verminderung der Nitratbelastung des Grundwassers. Studie im Auftrag des Bundesumweltamtes (UBA), Dessau-Roßlau.
- Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological indicators*, 8(1), 13.
- Kim, K.-H., Kabir, E., Jahan, S. A. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of the Total Environment*, 575, 525-535.

- Kipps, M. (1970). *Production of field crops. A textbook of Agronomy*. New York, McGraw Hill, 1970. 790 p. Retrieved from
- Kladivko, E. J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and tillage research*, 61(1-2), 61-76.
- Knappe, F., Möhler, S., Ostermayer, A., Lazar, S., Kaufmann, C. (2008). Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht*, 203(74), 275.
- Kolbe, H. (2006). Futterbau und Gründüngung im Ökologischen Landbau. Hrsg. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Kolbe, H. (2008). Fruchtfolgegrundsätze im ökologischen Landbau. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Geologie. Freistaat Sachsen.
- Kontopoulou, I. K., Bilalis, D. J. (2017). Effects of the herbicides benfluralin, metribuzin and propyzamide on the survival and weight of earthworms (*Octodrilus complanatus*).
- Köpke, U. (2016). Ressourcenschutz und ökologische Leistungen. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Köpke, U. (2019). Improving organic crop cultivation. Burleigh Dodds Science Publishing Limited.
- Köpke, U., Nemecek, T. (2010). Ecological services of faba bean. *Field Crops Research*, 115(3), 217-233.
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A. J., Settele, J., Kremen, C., Dicks, L. V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology letters*, 20(5), 673-689.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schuller, H., Leverenz, D., Kölbig, A., Scherhauser, S. (2012). Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. *Studie der Universität Stuttgart (gefördert vom BMELV) Stuttgart*.
- Kratz, S., Schick, J., Shwiekh, R., Schnug, E. (2014). Abschätzung des Potentials erneuerbarer P-haltiger Rohstoffe in Deutschland zur Substitution rohphosphathaltiger Düngemittel. *Journal für Kulturpflanzen*, 66(8), 261-275.
- Krausmann, F., Langthaler, E. (2016). Nahrungsregime und Umwelt in der Globalisierung (1870–2010). In: Rohstoffe und Entwicklung. Aktuelle Auseinandersetzungen im historischen
- Krauss, J., Gallenberger, I., Steffan-Dewenter, I. (2011). Decreased Functional Diversity and Biological Pest Control in Conventional Compared to Organic Crop Fields. *PLOS ONE* 6(5):9. doi:10.1371/journal.pone.0019502.
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52-76.
- Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T. (2018). Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia*, 188(4), 1227-1237.
- Kutz, F. W., Cook, B. T., Carter-Pokras, O. D., Brody, D., Murphy, R. S. (1992). Selected pesticide residues and metabolites in urine from a survey of the US general population. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A Current Issues*, 37(2), 277-291.
- Landis, D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, 18, 12.

- Landwirtschaftskammer-NRW. Wegweiser Biodiversität in der Landwirtschaft. Maßnahmenblatt Ackerbrachen. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/naturschutz/biodiversitaet/pdf/mb-ackerbrachen.pdf> Abgerufen: 21.01.2019.
- Lang, M., Prestele, J., Fischer, C., Kollmann, J., Albrecht, H. (2016). Reintroduction of rare arable plants by seed transfer. What are the optimal sowing rates? *Ecology and evolution*, 6(15), 5506-5516.
- Langthaler, E. (2012). Landwirtschaft vor und in der Globalisierung. Kapitel 4. In: Globalgeschichte 1800-2010. Hrsg.: Sieder, R. und Langthaler, E. S.13569.
- Laukkanen, M., Nauges, C. (2011). Environmental and production cost impacts of no-till in Finland: Estimates from observed behavior. *Land Economics*, 87(3), 508-527.
- LAWA. (2014). Gewässerschutz und Landwirtschaft – Anforderungen an eine gewässerschonende Landbewirtschaftung aus der Sicht der Wasserwirtschaft. Ständige Ausschüsse der LAWA „Grundwasser und Wasserversorgung (AG)“ und „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO)“; Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LAWA. (2014b). Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässerschutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Kiel.
- LAWA. (2015). Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- Leach, A., Mumford, J. (2008). Pesticide environmental accounting: a method for assessing the external costs of individual pesticide applications. *Environmental pollution*, 151(1), 13947.
- Lebert, M. (2010). Entwicklung eines Prüfkonzeptes zur Erfassung der tatsächlichen Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. *Studie erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes*.
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N. (2017). Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants*, 3(3), 17008.
- Lehner, P. (2007). Ungesunde Lebensmittelwerbung. AK-Studie: Werbezeitanalyse und Auswertung der Lebensmittelwerbung im Nachmittagsprogramm von ORF1, ATV+, KI.KA und Super-RTL. Arbeiterkammer Wien (AK).
- LfL. (2015). Agrarstrukturentwicklung in Bayern. IBA-Agrarstrukturbericht 2014. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan.
- LfL. (2017). Agrarmärkte 2017. Jahresheft 2017. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan.
- Licht, M. A., Al-Kaisi, M. (2005). Strip-tillage effect on seedbed soil temperature and other soil physical properties. *Soil and tillage research*, 80(1-2), 233-249.
- Liebman, M., Dyck, E. (1993). Crop rotation and intercropping strategies for weed management. *Ecological applications*, 3(1), 9222.
- LOP. (2018). Gesunder Boden – gesunde Pflanzen. Biohof mit Regenerativer Landwirtschaft im Hausruckviertel (Oberösterreich). Betriebsreportage LOP 09/10 2018.
- Lori, M., Symnaczyk, 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, R. A., Barr, D. B., Bravo, R. (2005). Organic diets significantly lower children's dietary exposure to organophosphorus pesticides. *Environmental Health Perspectives*, 114(2), 260-263.
- Lukowicz, C., Ellero-Simatos, S., Régnier, M., Polizzi, A., Lasserre, F., Montagner, A., Naylies, C. (2018). Metabolic effects of a chronic dietary exposure to a low-dose pesticide cocktail in mice: sexual dimorphism and role of the constitutive androstane receptor. *Environmental Health Perspectives*, 126(6), 067007.
- Mäder, P., Fließbach, A., Willer, H., Krauss, M. (2015). Reduzierte Bodenbearbeitung weiterentwickeln. *Ökologie & Landbau*, 4, 26-28.
- Meemken, E.-M., Qaim, M. (2018). Organic agriculture, food security, and the environment. *Annual Review of Resource Economics*(0).
- Meier, T., Senftleben, K., Deumelandt, P., Christen, O., Riedel, K., Langer, M. (2015). Healthcare costs associated with an adequate intake of sugars, salt and saturated fat in Germany: a health econometrical analysis. *PloS one*, 10(9), e0135990.
- Meyer, H. v. (1983). Wirkungslose Umweltpolitik-umweltwirksame Agrarpolitik. Überlegungen zum Verhältnis beider Politiken in der Europäischen Gemeinschaft. *Zeitschrift für Umweltpolitik*, 6(4), 363-387.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Brütting, C., Hensen, I., Leuschner, C. (2014). Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft*, 89(9/10), 392-398.
- Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2019). Direktzahlungen 2019. <https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/MLR.Foerderung,Lru/Startseite/Foerderung/Betriebspraemie> Abgerufen 19.07.2019.
- 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), 1098119.
- Monteiro, C. A. (2009). Nutrition and health. The issue is not food, nor nutrients, so much as processing. *Public health nutrition*, 12(5), 729-731.
- Mooney, P. (2018). Blocking the Chain – Konzernmacht und Big-Data-Plattformen im globalen Ernährungssystem. ETC Group (Hrsg.).
- Motta, E. V., Raymann, K., Moran, N. A. (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(41), 103050310.
- Mozaffarian, D. (2016). Dietary and policy priorities for cardiovascular disease, diabetes, and obesity: a comprehensive review. *Circulation*, CIRCULATIONAHA. 115.018585.
- Murphy, R. S., Kutz, F. W., Strassman, S. C. (1983). Selected pesticide residues or metabolites in blood and urine specimens from a general population survey. *Environmental Health Perspectives*, 48, 81.
- NABU. (2018). Pestizidbericht für Baden-Württemberg. Für weniger Gift und mehr Vielfalt auf dem Acker. Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), Landesverband Baden-Württemberg e.V., Stuttgart.
- Narayan, S., Liew, Z., Bronstein, J. M., Ritz, B. (2017). Occupational pesticide use and Parkinson's disease in the Parkinson Environment Gene (PEG) study. *Environment international*, 107, 266-273.
- Nathan, D., Rosenthal, E., Kagwanja, J. (2009). Handel und Märkte. Weltagrarbericht - Synthesebericht. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD). S. 193-209.

- Nave, S., Jacquet, F., Jeuffroy, M.-H. (2013). Why wheat farmers could reduce chemical inputs: evidence from social, economic, and agronomic analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 795-807.
- Neubert, S. (2018). Pestizide – Wieso überhaupt? In: Gift auf dem Acker? Innovativ geht anders. Autorenstudie im Auftrag von Martin Häusling, MEP.
- Neumann, H., Dierking, U. (2014). Ermittlung des „Biodiversitätswerts“ landwirtschaftlicher Betriebe in Schleswig-Holstein. *Ein Schnellverfahren für die Praxis. NuL*, 46(5), 2014.
- Neumeister, L. (2010). Millionen für ungewollte Gifte. Wie die staatliche Kontrolle von Pestiziden in Lebensmitteln und im Grundwasser die deutschen Steuerzahler belastet. Hrsg. Greenpeace e.V., Hamburg.
- Ng, M., Fleming, T., Robinson, M., Thomson, B., Graetz, N., Margono, C., Abera, S. F. (2014). Global, regional, and national prevalence of overweight and obesity in children and adults during 1980–2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *The lancet*, 384(9945), 766-781.
- Niggli, U. (2015). Sustainability of organic food production: Challenges and innovations. *Proceedings of the Nutrition Society*, 74(1), 83-88.
- Nilsson, A., Lundkvist, A., Verwijst, T., Gilbertsson, M., Algerbo, P.-A., Hansson, D., Stenberg, M. (2014). Integrated control of annual weeds by inter-row hoeing and intra-row herbicide treatment in spring oilseed rape. *Julius-Kühn-Archiv*, 2014(443), 746-750.
- Nohl, W. (1993). Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch mastenartige Eingriffe. Materialien für die naturschutzfachliche Bewertung und Kompensationsermittlung. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Noleppa, S., von Witzke, H. (2013). Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland. *Frankfurt am Main, Germany: Industrieverband Agrar eV*.
- Norman, J., Kelly, B., McMahon, A.-T., Boyland, E., Baur, L. A., Chapman, K., Bauman, A. (2018). Sustained impact of energy-dense TV and online food advertising on children's dietary intake: a within-subject, randomised, crossover, counter-balanced trial. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 15(1), 37.
- Oerke, E.-C., Dehne, H.-W. (2004). Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Protection*, 23(4), 275-285.
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72(1), 8721.
- Oppermann, R., Fried, A., Lepp, N., Lepp, T., Lakner, S. (2017). Fit, fair und nachhaltig. Vorschläge für eine neue EU-Agrarpolitik. Eine Studie im Auftrag des NABU Bundesverbands. Mannheim, Göttingen: Institut für Agrarökologie und Biodiversität, Ingenieurbüro für Naturschutz und Agrarökonomie. In.
- Oppermann, R., Matzdorf, B., Luick, R., Gelhausen, J., Reutter, M., Stein, S. (2012). Common Agricultural Policy from 2014—perspectives for more biodiversity and environmental benefits of farming. *IFAB, ZALF, HFR, and BfN*.
- Oppermann, R., Neumann, A., Huber, S. (2008). Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstilllegung für die biologische Vielfalt. Hrsg. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Berlin, 36 Seiten.
- Orgiazzi, A., Bardgett, R. D., Barrios, E. (2016). *Global soil biodiversity atlas*: European Commission.

- Osterburg, B., Runge, T. (2007). *Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer: eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Sonderheft 307. Landbauforschung Völkenrode.*: FAL.
- Pallutt, B. (2000). Unkrautunterdrückung und -bekämpfung durch Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Aussaatzeit, Saatmenge und Stickstoffversorgung. *Pflanzenschutz im Ökologischen Landbau-Probleme und Lösungsansätze – Drittes Fachgespräch am 02.11. 1999 in Kleinmachnow" Unkrautregulierung im ökologischen Landbau"*, 35-46.
- Palmer, R. G., Perez, P. T., Ortiz-Perez, E., Maalouf, F., Suso, M. J. (2009). The role of crop-pollinator relationships in breeding for pollinator-friendly legumes: from a breeding perspective. *Euphytica*, 170(1-2), 35-52.
- Parrón, T., Requena, M., Hernández, A. F., Alarcón, R. (2014). Environmental exposure to pesticides and cancer risk in multiple human organ systems. *Toxicology Letters*, 230(2), 15765.
- Parsche, R., Nam, C. W., Radulescu, D. M., Schöpe, M. (2004). Produktionsmittelbesteuerung der Landwirtschaft in ausgewählten EU-Partnerländern: Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (No. 20). ifo Forschungsberichte.
- Paulsen, H. M., Böhm, H., Freyer, B. (2016). Fruchtfolgen. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Pe'er, G., Lakner, S., Müller, R., Passoni, G., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezak, P. (2017). Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment. In: Leipzig, German Centre for Integrative Biodiversity Research.
- Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M., Vandenbulcke, F. (2014). Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 199-228.
- Pfingstner, H. (2001). Ökonomische Situation und Entwicklungsperspektiven von landwirtschaftlichen Betrieben. *Ländlicher Raum* 2/2001.
- Pommer, G. (2003). Vergleich der Wirkung von Gülle mit Stallmist und Jauche im Ökologischen Landbau. Beratungsunterlagen für den ökologischen Landbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL), Freising.
- Popkin, B. M. (2006). Global nutrition dynamics: the world is shifting rapidly toward a diet linked with noncommunicable diseases. *The American journal of clinical nutrition*, 84(2), 289-298.
- Poppinga, O. (2009). Industrialisierung der Landwirtschaft – Einsatz von Arbeit durch Kapital. Dossier Umwelt. Bundeszentrale für politische Bildung, Bonn.
- Poppinga, O., Hamel, P., Eiter, A., Reimund, S. (2019). Jahr eins mit der novellierten Düngeverordnung. Erste praktische Erfahrungen und eine Übersicht der Stellungnahmen. *Der kritische Agrarbericht* 2019. S.17181.
- Potts, G. R. (1986). *The partridge: pesticides, predation and conservation*: Harper Collins.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.
- Poux, X., Aubert, P.-M. (2018b). An agro-ecological Europe: a desirable, credible option to address food and environmental challenges. Issue Brief N°10/18 September 2018.
- Powell, L. M., Chriqui, J. F., Khan, T., Wada, R., Chaloupka, F. J. (2013). Assessing the potential effectiveness of food and beverage taxes and subsidies for improving public health: a systematic review of prices, demand and body weight outcomes. *Obesity reviews*, 14(2), 11028.

- Pozzer, A., Tsimpidi, A. P., Karydis, V. A., De Meij, A., Lelieveld, J. (2017). Impact of agricultural emission reductions on fine-particulate matter and public health. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(20), 12813.
- Praxisnah (2018). Kurs ändern – alt Erlerntes passt oft nicht mehr! PubliKom Z Verlagsgesellschaft für Zielgruppen-Publizistik und Kommunikation mbH. Kassel.
- Preissel, S., Reckling, M., Schläfke, N., Zander, P. (2015). Magnitude and farm-economic value of grain legume pre-crop benefits in Europe: a review. *Field Crops Research*, 175, 64-79.
- Pretty, J., Brett, C., Gee, D., Hine, R., Mason, C., Morison, J., van der Bijl, G. (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural systems*, 65(2), 11336.
- Pretty, J., Brett, C., Gee, D., Hine, R., Mason, C., Morison, J., Dobbs, T. (2001). Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture. *Journal of environmental planning and management*, 44(2), 263-283.
- Projekt-F.R.A.N.Z. Biodiversitätsfördernde Maßnahmen im Projekt F.R.A.N.Z. – Überblick bisher entwickelter Maßnahmen. https://www.franz-projekt.de/uploads/Downloads/Gesamt%C3%BCberblick%20Ma%C3%9Fnahmen_neu.pdf Abgerufen: 22.01.2019.
- Quinkenstein, A., Kanzler, M. (2018). Wirkung von Agrargehölzen auf den Bodenstoffhaushalt. In *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft* (pp. 273-313): Springer.
- Ramseier, H., Füglistaller, D., Lädach, C., Ramseier, C., Rauch, M., Widmer Etter, F. (2016). Blühstreifen fördern Honig- und Wildbienen. *Agrarforschung Schweiz*, 7(6), 276-283.
- Reckling, M., Bergkvist, G., Watson, C. A., Stoddard, F. L., Zander, P. M., Walker, R. L., Bachinger, J. (2016). Trade-offs between economic and environmental impacts of introducing legumes into cropping systems. *Frontiers in plant science*, 7, 669.
- Reents, H. J., Kainz, M. (2016). Bodenbearbeitung. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Reimund, S. (2019). Beitrag der Düngeverordnung zum flächenhaften Wasserschutz. Erste praktische Erfahrungen aus der Wasserschutzberatung. *Kritischer Agrarbericht 2019*. S.17781.
- Reppin, N., Augenstein, I. (2018). Zur Gestaltung von Agrarholzflächen unter landschaftsästhetischen Gesichtspunkten. In *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft* (pp. 433-445): Springer.
- Rizzati, V., Briand, O., Guillou, H., Gamet-Payrastré, L. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models: an update of the recent literature. *Chemico-biological interactions*, 254, 231-246.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., Schellnhuber, H. J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14(2).
- 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.
- Roßberg, D., Aeckerle, N., Stockfisch, N. (2017). Erhebungen zur Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln in Zuckerrüben. *Gesunde Pflanzen*, 69(2), 59-66.
- Rosberg, D., Gutsche, V., Enzian, S., Wick, M. (2002). NEPTUN 2000-Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. *Ber. aus der Biol. Bundesanst. für Land- und Forstwirtschaft*.

- Roth, G. A., Johnson, C., Abajobir, A., Abd-Allah, F., Abera, S. F., Abyu, G., Alam, K. (2017). Global, regional, and national burden of cardiovascular diseases for 10 causes, 1990 to 2015. *Journal of the American College of Cardiology*, 23715.
- RSPB. (2012). Hope Farm. Farming for food, profit and wildlife. The Royal Society for the Protection of Birds (RSPB).
- Sachverständigenrat, F. U. (1985). Umweltprobleme der Landwirtschaft – Sondergutachten. *Stuttgart (Kohlhammer)*.
- Saltzmann, J., Kehlenbeck, H. (2018). Wirtschaftlichkeitsbewertung von Pflanzenschutzstrategien in E- und A-Weizen anhand eines Feldversuches in Brandenburg mit sechsgliedriger Fruchtfolge in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, 70(3), 12938.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.
- Schade, G., Heinzow, B. (1998). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in human milk of mothers living in northern Germany: current extent of contamination, time trend from 1986 to 1997 and factors that influence the levels of contamination. *Science of the Total Environment*, 215(1-2), 31-39.
- Schader, C., Petrasek, R., Lindenthal, T., Weissshaidinger, R., Müller, W., Müller, A., Stolze, M. (2013). Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich.
- Schießl, P., Krämer, C., Heißenhuber, A. (2015). Aufbereitung und Transport von Wirtschaftsdüngern. UBA Texte 80/2015, Sachverständigengutachten. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Schindler, M., Schumacher, W. (2007). Auswirkungen des Anbaus vielfältiger Fruchtfolgen auf wirbellose Tiere in der Agrarlandschaft (Literaturstudie). *Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL*, 147.
- Schlöter, M., Cania, B., Schulz, S. (2018). Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Struktur und Funktion der Bodenmikroflora. Schlussbericht zum Forschungsprojekt: Fertility building in organic cropping systems.
- Schmelz, F. T. (2001). *Lineare anthropogene Gehölz- und Saumstrukturen im Bachgau (Gmde. Großostheim, Lkr. Aschaffenburg): Historische, vegetationskundliche und ökologische Analyse der Hecken und Säume unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft: Naturschutzfachliche Bewertung und Erstellung eines integrierenden Nutzungs- und Schutzkonzepts*. Universitätsbibliothek Gießen,
- Schmid, H., Hülsbergen, K.-J. (2015). Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. Hrsg. Hülsberger, K. J., Rahmann, G.: Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme: Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben (No. 8). Thünen Report.
- Schmitz, P. (1987). Umweltwirkungen der gemeinsamen Agrarpolitik. *Proceedings „Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.“*, 23.
- Schnug, E., Haneklaus, S. (2002). Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden – Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. *Landbauforsch Völkenrode*, 52(4), 197-203.
- Schnug, E., Kratz, S., Schick, J., Haneklaus, S. (2015). Phosphor, alles nur eine Frage der Verfügbarkeit. Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Julius Kühn-Institut (JKI), Braunschweig.
<https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Boden/Texte/Boden.html?docId=6871966>, Abgerufen: 10.02.2019.

- Schuller, P., Walling, D. E., Sepúlveda, A., Castillo, A., Pino, I. (2007). Changes in soil erosion associated with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ¹³⁷Cs measurements. *Soil and tillage research*, 94(1), 18392.
- Schulte, M., Theuvsen, L. (2015). Der ökonomische Nutzen von Herbiziden im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung des Wirkstoffs Glyphosat. *Journal für Kulturpflanzen*, 67(8), 269-279.
- Schultheiß, U. (2017). Novellierung der Düngeverordnung – Was ändert sich? Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Schultheiß, U., Döhler, H., Schwab, M. (2010). Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft— jährliche Anfallmengen in der Bundesrepublik Deutschland. *LANDTECHNIK— Agricultural Engineering*, 65(5), 354-356.
- Schwarz, J., Klocke, B., Wagner, C., Krenzel, S. (2018). Untersuchungen zum notwendigen Maß bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Winterweizen in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, 70(3), 11927.
- Schwenninger, E., Scheuchl, W. (2016). Rückgang von Wildbienen, mögliche Ursachen und Gegenmaßnahmen (Hymenoptera, Apidae). *Mitt. Ent. Ver.*(51) H, 1, 21-23.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229.
- Silva, V., Mol, H. G., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J., Geissen, V. (2018a). Pesticide residues in European agricultural soils—A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*.
- Silva, V., Montanarella, L., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Mol, H. G., Ritsema, C. J., Geissen, V. (2018b). Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment*, 621, 1352359.
- Smith-Spangler, C., Brandeau, M. L., Hunter, G. E., Bavinger, J. C., Pearson, M., Eschbach, P. J., Stave, C. (2012). Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives?: a systematic review. *Annals of internal medicine*, 157(5), 348-366.
- Spycher, Hunkeler, J., Bosshard, A., Häni, F. (2015). Gewässerbelastung durch Pestizide— Ansätze zur Verminderung landwirtschaftlich bedingter Einträge in Oberflächengewässer. *Aqua Gas*, 12, 56-71.
- Spycher, S. (2015). Evaluation von Massnahmen in der Landwirtschaft zur Reduktion der Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, BAFU, Bern.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1985). *Umweltprobleme der Landwirtschaft: Sondergutachten März 1985. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)*. Kohlhammer.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2004). *Umweltgutachten 2004 - Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Band 1. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)*.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2015). *Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU)*, Berlin.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018): *Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Indikatorenbericht 2018*
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., De Wit, C. A. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *science*, 347(6223), 1259855.

- Steinmann, H.-H., Dobers, E. S. (2013). Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 120(2), 85-94.
- Stützel, H., Fricke, A., Francke-Weltmann, L. (2018). From Big Data to Smart Farming. 61. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V., Kiel.
- Sudfeldt, C., Wahl, J., Mitschke, A., Flade, M., Schwarz, J., Grüneberg, C., Berlin, K. (2013). Angewandter Artenschutz für Feldlerche und Kiebitz in Mais und Raps – Ergebnisse des Bodenbrüterprojekts im Freistaat Sachsen.
- Sutton, M. (2011). The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press.
- Sutton, M. A., Oenema, O., Erisman, J. W., Leip, A., van Grinsven, H., Winiwarter, W. (2011). Too much of a good thing. *Nature*, 472(7342), 159.
- Taube, F. (2018). Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz. Studie im Auftrag des BDEW – Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- TEEB-DE. (2018). Synthesebericht: Naturkapital Deutschland - Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.
- Teufel, J., Baron, Y., Droste, A., Fibich, K., Gattermann, M., Griebshammer, P., Wackerhagen, C. (2014). Ist gutes Essen wirklich teuer? Hintergrundbericht zum Spendenprojekt „Ist gutes Essen wirklich teuer? Versteckte Kosten unserer Ernährung in Deutschland. Öko-Institut Working paper 2/2014. In: Öko-Institut eV.
- Topagrar (2018). Erweiterte Fruchtfolgen dringend nötig. Landwirtschaftsverlag GmbH. Münster.
- Topp, E. (2003). Bacteria in agricultural soils: Diversity, role and future perspectives. *Canadian journal of soil science*, 83(Special Issue), 303-309.
- Tscharntke, T. (2017). Zukunftsfähigen Ackerbau gestalten. ASG-Herbsttagung 2017. ASG Ländlicher Raum, 04/2017.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Entling, M. H., Jacot, K. (2015). High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proc. R. Soc. B*, 282(1814), 20151369.
- Tuomisto, H. L., Hodge, I., Riordan, P., Macdonald, D. W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of environmental management*, 112, 309-320.
- Umweltbundesamt (UBA) (2010a). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. UBA Texte, 66/2011. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2010b). Daten zur Umwelt - Umwelt und Landwirtschaft. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2013). Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.

- Umweltbundesamt (UBA) (2014). Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. UBA Texte 30/2014. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2015). Bodenzustand in Deutschland. Umweltbundesamt (UBA) Hrsg., Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016a). Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes. Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016b). 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2017). Stickstoff in der Landwirtschaft.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff#textpart>,
 Abgerufen: 30.03.2019.
- Umweltbundesamt (UBA) (2018a). Daten zur Umwelt - Umwelt und Landwirtschaft. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2018c). PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Abschlussbericht. UBA Texte 79/2018. Hrsg. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2019). Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen> Abgerufen: 28.06.2019.
- Vaisman, I., Entz, M. H., Flaten, D. N., Gulden, R. H. (2011). Blade roller–green manure interactions on nitrogen dynamics, weeds, and organic wheat. *Agronomy Journal*, 103(3), 879-889.
- Van Bruggen, A., Finckh, M. (2016). Plant diseases and management approaches in organic farming systems. *Annual review of phytopathology*, 54, 25-54.
- Van Buskirk, J., Willi, Y. (2004). Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology*, 18(4), 987-994.
- van Swaay, C., van Strien, A., Harpke, A., Fontaine, B., Stefanescu, C., Roy, D., Švitra, G. (2013). The European grassland butterfly indicator: 1990–2011. *EEA Technical Reports*, 11.
- Vanloqueren, G., Baret, P. V. (2009). How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research policy*, 38(6), 971-983.
- Vasileiadis, V., Otto, S., Van Dijk, W., Urek, G., Leskovšek, R., Verschwele, A., Sattin, M. (2015). On-farm evaluation of integrated weed management tools for maize production in three different agro-environments in Europe: agronomic efficacy, herbicide use reduction, and economic sustainability. *European Journal of Agronomy*, 63, 71-78.
- VDLUFA. (2018). Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Speyer.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 166, 11017.

- Versteeg, M., Amadji, F., Eteka, A., Gogan, A., Koudokpon, V. (1998). Farmers' adoptability of *Mucuna* fallowing and agroforestry technologies in the coastal savanna of Benin. *Agricultural systems*, 56(3), 269-287.
- von Schlippenbach, V., Pavel, F. (2011). Konzentration im Lebensmitteleinzelhandel: Hersteller sitzen am kürzeren Hebel. *DIW Wochenbericht*, 78(13), 2-9.
- Waibel, H., Fleischer, G. (1998). Kosten und Nutzen des chemischen Pflanzenschutzes in der deutschen Landwirtschaft aus gesamtwirtschaftlicher Sicht. Wissenschaftsverlag Vauk KG, Januar 1998.
- Walter, T., Schneider, K., Gonseth, Y. (2007). Schnittzeitpunkt in Ökowieden: Einfluss auf die Fauna. *Agrarforschung*, 14(3), 9601.
- Warnecke, S., Overesch, M., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Höper, H. (2008). Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus und der Düngung mit Gärresten auf den Kohlenstoffgehalt im Boden – erste Modellierungsergebnisse. *Berichte der DBG*.
- Wehling, P. (2009). Anbau und Zuchtung von Leguminosen in Deutschland -- Sachstand und Perspektiven, Fachgespräch im Julius Kühn-Institut, 21./22. April 2009 in Braunschweig -- Bericht. *Journal für Kulturpflanzen-Journal of Cultivated Plants*, 61(9), 359.
- Weller, D. M., Raaijmakers, J. M., Gardener, B. B. M., Thomashow, L. S. (2002). Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. *Annual review of phytopathology*, 40(1), 309-348.
- Weltin, J., Carrasco Alarcon, L. S., Berger, U., Bellof, G. (2014). Luzernesilage aus spezieller Nutzung und technologischer Aufbereitung in der ökologischen Geflügel- und Schweinefütterung.
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Tetzlaff, B., Heidecke, C., Kreins, P., Trepel, M. (2014). Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6(14), 327-332.
- WHO/FAO. (2003). Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases: report of a joint WHO and FAO Expert Consultation. Geneva, 2003.
- Wilhelm, B. (2016). Funktionen und Regulierung von Ackerwildkräutern. In: Freyer, B. (Ed.). (2016). *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (Vol. 4639). UTB.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068-2076.
- Wittwer, R., Dorn, B., Jossi, W., Zihlmann, U., van der Heijden, M. G. (2013). Zwischenfrüchte als wichtiges Puzzleteil für den pfluglosen ökologischen Landbau. Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau erschienen. D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm, U. Köpke (Hrsg.) (2013): *Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung*. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5.–8. März 2013 Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Wolf, B., Heß, J. (2015). Veränderungen der Forschungsevaluierung – Chancen für eine ökologische Agrarforschung mit gesellschaftlicher Wirkung. 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.
- WWF Deutschland (2015). *Das große Wegschmeißen – Vom Acker bis zum Verbraucher: Ausmaß und Umwelteffekte der Lebensmittelverschwendung in Deutschland*
- Young, S. L., Giles, D. K. (2014). Targeted and microdose chemical applications. In *Automation: The Future of Weed Control in Cropping Systems* (pp. 13947): Springer.

- Zaller, J. G., Cantelmo, C., Dos Santos, G., Muther, S., Gruber, E., Pallua, P., . . . Schmuckenschlager, B. (2018). *Herbicides* in vineyards reduce grapevine root mycorrhization and alter soil microorganisms and the nutrient composition in grapevine roots, leaves, xylem sap and grape juice. *Environmental Science and Pollution Research*, 12.
- Zaller, J. G., 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.
- Zentralausschuss der Deutschen Landwirtschaft (2018). Ackerbaustrategie der Deutschen Landwirtschaft. Berlin.
- Zijlstra, C., Lund, I., Justesen, A. F., Nicolaisen, M., Jensen, P. K., Bianciotto, V., Czembor, E. (2011). Combining novel monitoring tools and precision application technologies for integrated high-tech crop protection in the future (a discussion document). *Pest management science*, 67(6), 616-625.

ANHANG

Tabelle 1 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden.....	130
Tabelle 2 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden	131
Tabelle 3 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden	132
Tabelle 4 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden	133
Tabelle 5 Fruchtfolge (kbA) , Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden.....	133
Tabelle 6 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, leichter Boden	134
Tabelle 7 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, leichter Boden.....	134
Tabelle 8 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, leichter Boden.....	135
Tabelle 9 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, leichter Boden.....	136
Tabelle 10 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau mittel, leichter Boden	137
Tabelle 11 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden.....	138
Tabelle 12 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden.....	139
Tabelle 13 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden.....	140
Tabelle 14 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden.....	141
Tabelle 15 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden	142
Tabelle 16 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden	143
Tabelle 17 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden	143
Tabelle 18 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden	145
Tabelle 19 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden	146
Tabelle 20 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden	147
Tabelle 21 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden	148
Tabelle 22 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden	149
Tabelle 23 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden	150
Tabelle 24 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden	151
Tabelle 25 Fruchtfolge (kbA) , Ertragsniveau niedrig, leichter Boden.....	152
Tabelle 26 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	153
Tabelle 27 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	153
Tabelle 28 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	154
Tabelle 29 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	155
Tabelle 30 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden	156

Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

In Tabelle 1 ist eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein hohes Ertragsniveau und einen mittleren Boden dargestellt.

Tabelle 1 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

Referenz (Intensiv)	ZR	WW	SM	WW	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3	4	
Ertrag (dt FM/ha)	700	99	600	99	
DB (€/ha)	1.067	611	901	611	798
Düngebedarf ⁵⁵ (kg N/ha)	175	249	230	249	226
N-Überschuss (kg N/ha/a)	58	82	76	82	75
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-712	392	-800	392	-182
Anwendungen ⁵⁶ (H/F/I)	5/2/0	3/3/2	2/0/0	3/3/2	

ZR = Zuckerrübe, WW = Winterweizen, SM = Silomais (Biogas)

In Tabelle 2 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 1 (Ö1) dargestellt. In diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 25 % reduziert. Die Reduktion wird vereinfacht dargestellt, indem eine Anwendung abgezogen wird. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % verringert. Aufgrund dessen wird in der Folge der mittlere Düngebedarf und N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell reduziert. Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Im Gegensatz zur Referenz geht der Gesamtdeckungsbeitrag infolge reduzierter Erträge und aufgrund der Kosten für die Zwischenfrüchte zurück. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch reduzierte Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen. Die Integration der ZF verringert den negativen Humussaldo.

⁵⁵ Der Düngebedarf entspricht der derzeitigen offiziellen Düngeempfehlung für die jeweilige Kulturart. Der Düngebedarf gibt jedoch nicht den tatsächlichen Einsatz von organischen und/oder mineralischen Düngemitteln an, da dieser in der Praxis von zusätzlichen Faktoren wie der Düngeobergrenze für organische Düngemittel, Boden N_{min}, atmosphärischen N-Einträgen etc. abhängt (siehe Kapitel ‚Betriebswirtschaftliche Berechnungen‘). Mit dem hier dargestellten Düngebedarf soll lediglich gezeigt werden, wie sich der Düngebedarf aufgrund der Aufweitung der Fruchtfolge, der Veränderung der Kulturartenzusammensetzung und des Abzugs von 15 %, 20 % bzw. 30 % des offiziellen Düngebedarfs nach Düngeverordnung ändert.

⁵⁶ Anwendungen: H = Herbizide, F = Fungizide, I = Insektizide

Tabelle 2 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

Ökologischerungs- stufe 1 (-5 % Ertrag)	ZR	WW	ZF1	SM	WW	ZF2	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		
Ertrag (dt FM/ha)	700	94	150	600	94	150	
DB (€/ha)	1.085	618	-105	933	618	-90	765
Düngebedarf (kg N/ha (15 %))	149	207	-	195	207	-	190
N-Überschuss (kg N/ha/a)	49	68	-	64	68	-	62
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-712	352	320	-800	352	320	-168
Anwendungen (H/F/I)	4/1/0	2/2/1	-	1/0/0-1	2/2/1	-	

ZR = Zuckerrübe, WW = Winterweizen, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phazelia, SM = Silomais (Biogas), ZF2 = Ölerrettich

In Tabelle 3 ist eine Fruchtfolge der Ökologischerungsstufe 2 (Ö2) dargestellt. In diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sowie ein Klee gras. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % reduziert. Die Reduktion wird wieder vereinfacht mittels des Abzugs von einer bzw. zwei Anwendungen im Vergleich zur Referenz dargestellt. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % verringert.

Der erste Winterweizen erzielt einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Zuckerrübe). Die Zuckerrübe erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Da die Fruchtfolge aufgeweitet und Klee gras eingegliedert wurde, kann von einer erhöhten Ertragsstabilität ausgegangen werden. Die Reduktion der Inputs (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass keine signifikanten Ertragsrückgänge zu erwarten sind.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide und der Silomais werden jeweils einmal gestriegelt und die Zuckerrübe einmal gehackt. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch weniger Ausgaben für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Ö2 zeigt in Folge des geringeren Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft.

Die Integration des Klee grasses und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz.

Tabelle 3 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

Ökologisierungsstufe Ö2 (keine Ertragsreduktion)	KG	WW	ZF1	ZR	WW	ZF2	SM	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	400	99	160	700	99	150	600	
DB (€/ha)	-385	830	-120	1.389	742	-105	920	654
Düngebedarf (kg N/ha -20 %)	0	199	-	140	199	-	184	144
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	66	-	46	66	-	60	48
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	392	482	-712	392	320	-800	263
Anwendungen (H/F/I)	-	1-2/1- 2/0-1	-	2- 3/0/0	1-2/1- 2/0-1	-	1/0/0	

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, ZR = Zuckerrübe, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phazelia, SM = Silomais (Biogas)

In Tabelle 4 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 3 (Ö3) abgebildet. Auch in diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sowie ein Klee gras. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag wird aus diesem Grund um 10 % reduziert. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % verringert, daraus folgt eine Reduktion des Ertrages von weiteren 5 %.

Der erste Winterweizen erzielt einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Winterweizen und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Zuckerrübe). Die Zuckerrübe erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Es wird davon ausgegangen, dass es zu einer höheren Stabilität des Ertrags kommt, da die Fruchtfolge aufgeweitet und Klee gras integriert wurde. Potenzielle, niedrigere Erträge aufgrund der Betriebsmittelreduktion (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) werden zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrucht und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Der Winterweizen ist mit zweimal Striegeln, der Silomais mit einmal Striegeln sowie zweimal Hacken und die Zuckerrübe mit dreimal Hacken berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch reduzierte Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen. Die Ö3 zeigt in Folge der Reduktion des Düngebedarfs potenziell verringerte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 aufgrund der geringeren Erträge reduziert.

Tabelle 4 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

Ökologisierung- stufe 3 (-15 % Ertrag)	KG	WW	ZF1	ZR	WW	ZF2	SM	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	400	84	160	595	84	100	510	
DB (€/ha)	-385	718	-120	1.233	630	-105	678	530
Düngebedarf (kg N/ha -30 %)	0	163	-	114	163	-	148	118
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	54	-	38	54	-	49	39
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	272	482	-800	272	260	-800	185
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, ZF1 = Untersaat Weißklee, ZR = Zuckerrübe, WW = Winterweizen, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phazelia, SM = Silomais (Biogas)

In Tabelle 5 ist eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau dargestellt. Grundsätzlich muss angeführt werden, dass auf Hohertragsstandorten Bio-Betriebe eher eine Ausnahme sind. Die Variante kbA wurde der Vollständigkeit halber trotzdem unter „Ertragsniveau hoch“ beispielhaft aufgeführt. Sie erlaubt jedoch grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden Varianten, da die Fruchtfolge und die Zusammensetzung der Kulturarten im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen. Im kbA sind die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten, da die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind.

Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngebedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-Überschuss erreicht hier einen N-Flächenbilanzüberschuss von 42 kg ha/a, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Tabelle 5 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau hoch, mittlerer Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	WW	ZF1	ZR	SG	ZF2	DI	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	400	69	100	550	40	160	40	
DB (€/ha)	-450	2.535	-105	2.778	884	-120	923	1.289
Düngebedarf (kg N/ha)	-	214	-	155	125	-	148	128
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	70	-	51	41	-	49	42
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	290	260	-706	0	482	80	329

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Phacelia, ZR = Zuckerrübe, SG = Sommergerste, ZF2 = Untersaat Klee gras, DI = Dinkel

Ertragsniveau mittel, leichter Boden

In Tabelle 6 ist eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein mittleres Ertragsniveau und einen leichten Boden dargestellt.

Tabelle 6 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, leichter Boden

Referenz (Intensiv)	SM	WW	WG	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3	
Ertrag (dt FM/ha)	440	79	69	
DB (€/ha)	790	471	308	447
Düngebedarf (kg N/ha)	197	229	179	202
N-Überschuss (kg N/ha/a)	65	76	59	67
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	232	152	-416
Anwendungen (H, F, I)	2/0/0-1	2/2/1	2/1/1	

SM = Silomais (Biogas), WW = Winterweizen, WG = Wintergerste

Tabelle 7 stellt eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 1 (Ö1) dar. In diese Fruchtfolge sind zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel wurden um 25 % gesenkt. Die Reduktion wird vereinfacht mittels des Abzugs einer Anwendung abgebildet. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % reduziert. Aufgrund dessen und der aufgeweiteten Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder wird der mittlere Düngebedarf und N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell verringert. Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Im Gegensatz zur Referenz geht der Gesamtdeckungsbeitrag in Folge geringerer Erträge und aufgrund der Kosten für die Zwischenfrüchte zurück. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch gesunkene Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen. Die Integration der Zwischenfrucht sowie die Ausweitung der Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder reduzieren den mittleren negativen Humussaldo im Vergleich zur Referenz.

Tabelle 7 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, leichter Boden

Ökologisierungsstufe 1 (Ertrag -5 %)	SM	WW	ZF1	WG	ZF2	TR	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3		4	
Ertrag (dt FM/ha)	418	75	110	69	100	59	
DB (€/ha)	727	470	-120	388	-120	284	407
Düngebedarf (kg N/ha 15 %)	167	190	-	152	-	148	164
N-Überschuss (kg N/ha/a)	55	63	-	50	-	49	54
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	200	410	152	260	190	103
Anwendungen (H/F/I)	1/0/0	1/1/0-1	-	1/0/0-1	-	0-1/0-1/0-1	

SM = Silomais, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, WG = Wintergerste, ZF2 = Ölrettich, TR = Triticale

Tabelle 8 bildet eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 2 (Ö2) ab. Hier sind zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sowie ein Klee gras. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % reduziert, was vereinfacht mittels des Abzugs von einer Anwendung im Vergleich zur Referenz dargestellt wird. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % verringert. Der Silomais erzielt einen höheren Deckungsbeitrag im Vergleich zum Silomais in Ö1, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Winterweizen). Die Wintergerste erhält 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Von einer erhöhten Ertragsstabilität wird aufgrund der aufgeweiteten Fruchtfolge und der Integration von Klee gras ausgegangen. Die Reduktion der Inputs (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass von keinen signifikanten Rückgängen beim Ertrag ausgegangen wird.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide, der Silomais und die Erbse werden jeweils einmal gestriegelt. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch reduzierte Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen. Die Ö2 zeigt in Folge des verringerten Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Die Integration des Klee grasses und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz.

Tabelle 8 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, leichter Boden

Ökologisierung- stufe 2 (keine Ertragsreduktion)	KG ⁵⁷	SM	WW	ZF1	Erbse	ZF2	TR	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3		4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	400	440	79	100	35	100	59	
DB (€/ha)	-385	918	595	-105	205	-105	302	285
Düngebedarf (kg N/ha -20 %)	0	158	183	-	48	-	139	106
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	52	60	-	16	-	46	35
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	-800	232	260	160	260	190	308
Anwendungen (H/F/I)	-	0-1/0/0	0-1/0- 1/0-1	-	1/0/0	-	0-1/0- 1/0-1	

KG = Klee gras, SM = Silomais, WW = Winterweizen, ZF1 = Phacelia, ZF2 = Ölrettich, TR = Triticale (Untersaat Klee gras)

⁵⁷ Das Klee gras wird als Untersaat in der Triticale etabliert. Die Berechnung des Klee grasses erfolgt jedoch als Blanksaat, da die Untersaat, je nach Witterungsverhältnissen, nicht immer gelingt.

In Tabelle 9 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 3 (Ö3) dargestellt. Auch in diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante ein Klee gras sowie zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag aus diesem Grund um 10 % vermindert. Der Düngbedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % geringer, daraus folgt eine weitere Reduktion des Ertrages von 5 %.

Der Silomais profitiert in Bezug zu den Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Winterweizen). Die Wintergerste erhält 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Durch Aufweitung der Fruchtfolge und Integration von Klee gras wird davon ausgegangen, dass es eine höhere Stabilität beim Ertrag gibt. Potenzielle Ertragsrückgänge aufgrund verringerter Betriebsmittel (Herbizide, PSM, Düngbedarf bzw. Düngung) werden zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide sind mit zweimal Striegeln und der Silomais mit einmal Striegeln sowie zweimal Hacken berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch reduzierte Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Ö3 zeigt in Folge der Reduktion des Düngedarfs potenziell niedrigere N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten, die dem Ziel eines N-Flächenbilanzüberschusses von 30 kg ha/a sehr nahekommen. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft.

Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 aufgrund der geringeren Erträge reduziert.

Tabelle 9 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, leichter Boden

Ökologisierungsstufe 3 (Ertrag -15 %)	KG	SM	WW	ZF1	Erbse	ZF2	TR	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3		4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	400	374	67	100	30	100	50	
DB (€/ha)	-385	651	497	-105	135	-105	228	183
Düngedarf (kg N/ha -30 %)	0	129	152	-	42	-	116	88
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	43	50	-	14	-	38	29
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	-800	136	260	160	260	100	271
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, SM = Silomais, WW = Winterweizen, ZF1 = Phacelia, ZF2 = Ölrettich, TR = Triticale (Untersaat Klee gras)

In Tabelle 10 ist eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau dargestellt. Die kbA Variante erlaubt grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden Varianten, da im kbA die Fruchtfolge und die Zusammensetzung der Kulturartenteilweise anderen Voraussetzungen folgen.

Da die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind, sind im kbA auch die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten.

Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngemittelbedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-Überschuss erreicht hier einen N-Flächenbilanzüberschuss von 30 kg, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Tabelle 10 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau mittel, leichter Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	WW	WR	ZF1	Erbse	ZF2	TR	ZF3	SG	Mittelwert
Ertrag (dt FM/ha)	400	39	39	100	34	100	39	100	30	
DB (€/ha)	-450	1.221	581	-105	1.015	-105	599	-105	633	547
Düngemittelbedarf (kg N/ha)	0	169	124	-	0	-	144	-	110	91
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	56	41	-	-	-	48	-	36	30
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	-10	68	260	160	260	107	260	-100	374

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, WR = Winterroggen, ZF1 = Phacelia, ZF2 = Ausfallerbse, Sommericke, Phazelia, Hafer, Sonnenblumen, TR = Triticale, ZF3 = Phacelia, SG = Sommergerste

Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Tabelle 11 zeigt eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein mittleres Ertragsniveau und einen mittleren Boden.

Tabelle 11 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Referenz (Intensiv)	WRa	WW	WW	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3	
Ertrag (dt FM/ha)	33,5	79	79	
DB (€/ha)	488	470	470	476
Düngebedarf (kg N/ha)	179	229	229	212
N-Überschuss (kg N/ha/a)	59	76	76	70
Humussaldo (kg hu-C/ha)	136	232	232	200
Anwendungen (H, F, I)	2/1/3	2/2/1	2/2/1	

WRa = Winterraps, WW = Winterweizen

In Tabelle 12 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 1 (Ö1) dargestellt, in die im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sind. Für Herbizide und Pflanzenschutzmittel werden um 25 % weniger aufgewendet. Diese Reduktion wird vereinfacht mittels des Abzugs einer Anwendung dargestellt. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % kleiner. Aufgrund dieser Senkung und der aufgeweiteten Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder, wird der mittlere Düngebedarf und N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell reduziert.

Die Ackerbohne liefert der Folgefrucht 30 kg N, was dem Deckungsbeitrag des Winterweizens aufgrund der Einsparung von mineralischem Dünger mit 35 Euro angerechnet wird.

Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Im Gegensatz zur Referenz geht der Gesamtdeckungsbeitrag in Folge reduzierter Erträge und aufgrund der Kosten für die Zwischenfrüchte zurück. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch gesunkene Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Integration der Zwischenfrüchte sowie die Ausweitung der Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder reduzieren den mittleren negativen Humussaldo im Vergleich zur Referenz.

Tabelle 12 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Ökologisierungsstufe 1 (-5 % Ertrag)	WRa	ZF1	WW	ZF2	AB	WW	Mittelwert
Kalenderjahr	1		2		3	4	
Ertrag (dt FM/ha)	32	100	79	110	39	75	
DB (€/ha)	489	-105	529	-105	117	505	358
Düngebedarf (kg N/ha -15 %)	150	-	195	-	-	190	134
N-Überschuss (kg N/ha/a)	50	-	64	-	-	63	44
Humussaldo (kg hu-C/ha)	112	260	232	260	160	200	306
Anwendungen (H/F/I)	1/0-1/2	-	1/1/0-1	-	1/1/0-1	1/1/0-1	

WRa = Winterraps, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, WW = Winterweizen, ZF2 = Phacelia, AB = Ackerbohne, WW = Winterweizen

In Tabelle 13 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 2 (Ö2) abgebildet. In diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante drei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1, ZF2 und ZF3) integriert sowie ein Klee gras. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % verringert. Diese Reduktion wird mittels des Abzugs von einer bzw. zwei Anwendungen im Vergleich zur Referenz vereinfacht dargestellt. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % kleiner.

Der erste Winterweizen erzielt einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Winterraps). Der Winterraps erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Die Triticale erhalten ebenfalls 30 kg N von der Vorfrucht. Mit der Erweiterung der Fruchtfolge auf sechs Fruchtfolgeglieder sinkt der relative Anteil des Klee grasses, was durch die Integration einer weiteren Zwischenfrucht und einer Körnerleguminose kompensiert wird. Durch die Aufweitung der Fruchtfolge und die Integration von Klee gras kann davon ausgegangen werden, dass die Ertragsstabilität steigt. Die Reduktion von Inputs (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass von keinen signifikanten Rückgängen des Ertrags ausgegangen wird.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide, der Winterraps und die Ackerbohne werden jeweils einmal gestriegelt. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch weniger Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Ö2 zeigt in Folge der Reduktion des Düngedarfs potenziell geringere N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee-grases und der Ackerbohne beeinflusst. Die Düngedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Die Integration des Klee-grases und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz.

Tabelle 13 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Ökologisierungsstufe 2 (keine Ertragsreduktion)	KG ⁵⁸	WW	ZF1	WRa	ZF2	WW	ZF3	AB	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3		4		5	6	
Ertrag (dt FM/ha)	400	79	110	33,5	100	79	100	39	59	
DB (€/ha)	-385	648	-120	662	-105	560	-105	136	337	271
Düngedarf (kg N/ha -20 %)	0	183	-	143	-	183	-	0	139	108
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	60	-	47	-	60	-	-	46	36
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	232	410	136	260	232	260	160	190	520
Anwendungen (H/F/I)	-	0-1/0- 1/1	-	0-1/0- 1/1	-	0-1/0- 1/1	-	0-1/0- 1/0-1	0-1/0- 1/0-1	

KG = Klee-gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, WRa = Winterraps, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, WW = Winterweizen, ZF3 = Phacelia, AB = Ackerbohne, TR = Triticale (Untersaat Klee-gras)

In Tabelle 14 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 3 (Ö3) dargestellt. In dieser Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante drei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1, ZF2 und ZF3) eingegliedert sowie ein Klee-gras. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag wird aus diesem Grund um 10 % reduziert. Der Düngedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % geringer, daraus folgt eine weitere Senkung des Ertrags um 5 %.

Der erste Winterweizen erzielt einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee-gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee-gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Winterraps). Der Winterraps erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Die Triticale erhält ebenfalls 30 kg N von der Vorfrucht. Mit der Erweiterung der Fruchtfolge auf sechs Fruchtfolgeglieder sinkt der relative Anteil des Klee-grases, was durch die Integration einer weiteren Zwischenfrucht und einer Körnerleguminose kompensiert wird. Potenzielle Ertragsrückgänge

⁵⁸ Das Klee-gras wird als Untersaat in der Triticale etabliert. Die Berechnung des Klee-grases erfolgt jedoch als Blanksaat, da die Untersaat, je nach Witterungsverhältnissen, nicht immer gelingt.

aufgrund der verminderten Betriebsmittel (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) werden zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide sind mit zweimal Striegeln und die Ackerbohne mit zweimal Striegeln sowie einmal Hacken berechnet. Geringere Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel gleichen einen Teil der zusätzlichen Kosten aus.

Die Ö3 zeigt in Folge des gesunkenen Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der N-Flächenbilanzüberschuss entspricht dem Zielwert von 30 kg ha/a. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 aufgrund der geringeren Erträge reduziert.

Tab elle 14 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Ökologisierungsstufe 3 (-15 % Ertrag)	KG	WW	ZF1	WRa	ZF2	WW	ZF3	AB	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3		4		5	6	
Ertrag (dt FM/ha)	400	67	110	28	100	67	100	35	50	
DB (€/ha)	-385	544	-120	570	-105	456	-105	98	263	203
Düngebedarf (kg N/ha -30 %)	0	152	-	119	-	152	-	-	115	90
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	50	-	39	-	50	-	-	38	30
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	136	410	48	260	136	260	160	100	458
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, WRa = Winterraps, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, WW = Winterweizen, ZF3 = Phacelia, AB = Ackerbohne, TR = Triticale (Untersaat Klee gras)

In Tabelle 15 ist eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau dargestellt. Wie bereits beschrieben erlaubt die kbA Variante grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden, da die Fruchtfolge und die Zusammensetzung der Kulturarten im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen.

Im kbA sind die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten, da auch die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind. Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngebedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-

Überschuss erreicht hier einen N-Flächenbilanzüberschuss von 30 kg, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Tabelle 15 Fruchtfolge (kbA) , Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	WW	ZF1	AB	DI	ZF2	WR	ZF3	Hafer	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5		6	
Ertrag (dt FM/ha)	400	39	110	35	30	100	39	110	30	
DB (€/ha)	-450	1.221	-120	1.067	826	-105	564	-120	560	574
Düngebedarf (kg N/ha)	0	169	-	-	133	-	124	-	93	87
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	56	-	-	44	-	41	-	31	29
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	0	410	160	-40	260	68	410	20	421

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, AB = Ackerbohne, DI = Dinkel, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, WR = Winterroggen, ZF3 = Untersaat Weißklee

Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Tabelle 16 bildet eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein mittleres Ertragsniveau und einen mittleren Boden ab.

Tabelle 16 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Referenz (Intensiv)	SM	SM	WW	WG	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3	4	
Ertrag (dt FM/ha)	440	440	79	69	
DB (€/ha)	756	756	416	253	545
Düngebedarf (kg N/ha)	197	197	229	179	201
N-Überschuss (kg N/ha/a)	65	65	76	59	66
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	-800	168	152	-320
Anwendungen (H/F/I)	2/0/0	2/0/0	2/2/1	2/1/1	

SM = Silomais, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste

In Tabelle 17 ist eine Fruchtfolge der Ökologiestufe 1 (Ö1) dargestellt. Hier sind im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) eingegliedert. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 25 % geringer. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % reduziert, deshalb wird der mittlere Düngebedarf und N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell verringert. Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Im Gegensatz zur Referenz geht der Gesamtdeckungsbeitrag in Folge reduzierter Erträge und aufgrund der Kosten für die Zwischenfrüchte zurück. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch weniger Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen. Die Integration der Zwischenfrüchte sowie die ausgeweitete Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder reduzieren den mittleren negativen Humussaldo im Vergleich zur Referenz.

Tabelle 17 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Ökologiestufe (-5 % Ertrag)	WW	ZF1	SM	TR	ZF2	SM	Mittelwert
Kalenderjahr	1		2	3		4	
Ertrag (dt FM/ha)	75	100	440	56	100	440	
DB (€/ha)	415	-105	783	193	-105	783	491
Düngebedarf (kg N/ha -15 %)	190	-	167	144	-	167	167
N-Überschuss (kg N/ha/a)	63	-	55	48	-	55	55
Humussaldo (kg hu-C/ha)	200	260	-800	160	260	-800	-180
Anwendungen (H/F/I)	1/1/0-1	-	1/0/0	1/1/0-1	-	1/0/0	

WW = Winterweizen, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, SM = Silomais, TR = Triticale, ZF2 = Örettich

Tabelle 18 zeigt eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 2 (Ö2), in die im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) sowie ein Klee gras integriert sind. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % gesenkt. Die Reduktion wird vereinfacht mittels des Abzugs von einer bzw. zwei Anwendungen im Vergleich zur Referenz dargestellt. Der Düngbedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % geringer.

Der erste Winterweizen erzielt einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, da sich die Kosten aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras verringern. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Silomais). Dieser erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Der zweite Winterweizen erhält 30 kg N von der Vorfrucht (Ackerbohne), was die Kosten für N reduziert. Mit der erweiterten Fruchtfolge auf sechs Fruchtfolgeglieder sinkt der relative Anteil des Klee grasses, das durch die Integration einer Körnerleguminose kompensiert wird. Es kann mit einer erhöhten Stabilität des Ertrags durch die aufgeweitete Fruchtfolge und die Eingliederung des Klee grasses gerechnet werden. Der geringere Input (Herbizide, PSM, Düngbedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass keinen signifikanten Ertragsrückgänge erwartet werden.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide, der Silomais und die Ackerbohne sind jeweils mit einmal Striegeln berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch niedrigere Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel aufgefangen.

Die Ö2 zeigt in Folge des geringeren Düngbedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses und der Ackerbohne beeinflusst. Die Düngbedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Die Integration des Klee grasses und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz, insbesondere stark zeigt sich die Veränderung aufgrund der Herausnahme des Fruchtfolgegliedes Silomais.

Tabelle 18 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Ökologisierungsstufe 2 (keine Ertragsreduktion)	KG ⁵⁹	WW	ZF1	SM	TR	ZF2	AB	WW (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	6	
Ertrag (dt FM/ha)	400	79	110	440	59	100	39	79	
DB (€/ha)	-385	593	-120	872	252	-105	136	540	297
Düngebedarf (kg N/ha -20 %)	0	183	-	158	139	-	-	183	111
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	60	-	52	46	-	-	60	36
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	232	410	-800	190	260	160	232	321
Anwendungen (H/F/I)	-	0-1/0- 1/0-1	-	0-1/0/0	0-1/0- 1/0-1	-	0-1/0- 1/0-1	0-1/0- 1/0-1	

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, SM = Silomais, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, TR = Triticale, AB = Ackerbohne, WW = Winterweizen (Untersaat Klee gras)

In Tabelle 19 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungsstufe 3 (Ö3) dargestellt. In diese Fruchtfolge sind im Gegensatz zur Referenz-Variante drei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1, ZF2 und ZF3) sowie ein Klee gras eingegliedert. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag wird aus diesem Grund um 10 % reduziert. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % niedriger, daraus folgt ein geringerer Ertrag um weitere 5 %.

Auch hier hat der erste Winterweizen einen höheren Deckungsbeitrag als der zweite Winterweizen, weil aufgrund der N-Nachlieferung durch das Klee gras die Kosten sinken. Die Nachlieferung an Stickstoff ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Silomais). Der Silomais erhält zusätzlich 30 kg N aus der Zwischenfrucht 1. Der zweite Winterweizen erhält 30 kg N von der Vorfrucht (Ackerbohne), was die Kosten für N reduziert. Mit einer Fruchtfolge von sechs Fruchtfolgegliedern sinkt der relative Anteil des Klee grasses, das durch die Integration einer Körnerleguminose kompensiert wird. Potenzielle Ertragsrückgänge aufgrund der reduzierten Betriebsmittel (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) werden zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras und für die mechanische Beikrautkontrolle entstehen. Die Getreide sind mit zweimal Striegeln, der Silomais mit einmal Striegeln sowie zweimal Hacken und die Ackerbohne mit zweimal Striegeln sowie einmal Hacken berechnet. Die reduzierten Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel gleichen einen Teil der zusätzlichen Kosten aus.

⁵⁹ Das Klee gras wird als Untersaat in dem Winterweizen etabliert. Die Berechnung des Klee grasses erfolgt jedoch als Blanksaat, da die Untersaat, je nach Witterungsverhältnissen, nicht immer gelingt.

Die Ö3 zeigt durch den reduzierten Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der N-Flächenbilanzüberschuss entspricht dem Zielwert von 30 kg ha/a. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Kleeegrases beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 aufgrund der geringeren Erträge reduziert.

Tabelle 19 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Ökologisierungsstufe 3 (-15 % Ertrag)	KG	WW	ZF1	SM	TR	ZF2	AB	WW (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	6	
Ertrag (dt FM/ha)	400	67	110	374	50	100	35	67	
DB (€/ha)	-385	489	-120	605	178	-105	98	436	199
Düngebedarf (kg N/ha -30 %)	0	152	-	129	116	-	-	152	92
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	50	-	43	38	-	-	50	30
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.240	136	410	-800	100	260	160	136	274
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, SM = Silomais, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, TR = Triticale, AB = Ackerbohne, WW = Winterweizen (Untersaat Klee gras)

In Tabelle 20 ist eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau dargestellt. Die kbA-Variante erlaubt grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden, weil die Fruchtfolge und die Zusammensetzung an Kulturarten im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen.

Im kbA sind die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten, da die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind. Die Nutzung des Kleeegrases ist in dieser Fruchtfolge mit einer Nutzung als Silage berechnet.⁶⁰ Im zweiten Jahr der Nutzung verringern sich die Kosten, da Saatgut und Saatbettbereitung entfallen.

Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngebedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-Überschuss erreicht hier einen

⁶⁰ Die Daten sind in diesem Fall dem LFL Deckungsbeitragsrechner entnommen (Ernteverfahren Feldhäcksler): www.stmelf.bayern.de/idb/klee grassilageoeko.html

N-Flächenbilanzüberschuss von <30 kg, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Das Humussaldo beträgt bei den beiden Klee gras-Kulturen in den ersten beiden Jahren nur 800 kg, da es geschnitten und abgeführt wird.

Tabelle 20 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau mittel, schwerer Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	KG	WW	ZF1	TR	AB	DI	ZF2	Hafer (US KG)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3		4	5	6		7	
Ertrag (dt FM/ha)	400	400	39	110	39	20	30	100	30	
DB (€/ha)	-301	-418	1.257	-120	538	1.149	884	-105	618	500
Düngebedarf (kg N/ha)	0	0	169	-	144	-	133	-	93	77
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	-	56	-	48	-	44	-	31	26
Humussaldo	800	800	-10	410	107	160	-40	260	20	360

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1= Untersaat Weißklee, TR = Triticale, AB = Ackerbohnen-Erbesen-Gemenge, DI = Dinkel, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, Hafer (Untersaat Klee gras)

Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

In Tabelle 21 ist eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein niedriges Ertragsniveau und einen leichten Boden dargestellt.

Tabelle 21 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

Referenz (Intensiv)	WRa	WW	WG	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3	
Ertrag (dt FM/ha)	29	59	54	
DB (€/ha)	457	288	177	307
Düngebedarf (kg N/ha)	167	199	191	186
N-Überschuss (kg N/ha/a)	55	66	63	61
Humussaldo (kg hu-C/ha)	64	72	32	56
Anwendungen (H/F/I)	1/1/2	1/1/0	1/0/0	

WRa = Winterraps, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste

In Tabelle 22 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 1 (Ö1) dargestellt. Im Gegensatz zur Referenz-Variante sind in diese Fruchtfolge zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel wurden um 25 % verringert. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % reduziert. Aufgrund dessen werden der mittlere Düngebedarf und der N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell weniger.

Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Im Gegensatz zur Referenz geht der Gesamtdeckungsbeitrag in Folge niedrigerer Erträge und wegen der Kosten für die Zwischenfrüchte zurück. Die zusätzlichen Kosten werden zum Teil durch reduzierte Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel aufgefangen.

Die Integration der Zwischenfrüchte sowie die ausgeweitete Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder reduzieren den mittleren negativen Humussaldo im Vergleich zur Referenz.

Die Auflockerung dieser Fruchtfolge mit Winterroggen und Erbse erfolgt in diesem Fall, um den Einsatz von Stickstoff über die Fruchtfolge zu minimieren, da insbesondere auf leichten Standorten mit einer intensiven Fruchtfolge, wie der Referenz-Variante, die Stickstoffüberschüsse zu hoch sind.

Tabelle 22 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

Ökologisierungstufe 1 (-5 % Ertrag)	WR	WRa	ZF1	WW	ZF2	Erbse	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3		4	
Ertrag (dt FM/ha)	37	28	90	59	90	25	
DB (€/ha)	65	448	-105	330	-105	44	169
Düngebedarf (kg N/ha -15 %)	103	139	-	169	-	51	116
N-Überschuss (kg N/ha/a)	34	46	-	56	-	17	38
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-67	48	248	72	248	160	269
Anwendungen (H/F/I)	1/1/0	1/1/1	-	1/1/0	-	1/0/0	

WR = Winterroggen, WRa = Winterraps, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, WW = Winterweizen, ZF2 = Phacelia, Erbse = Sommererbsen (Futtererbsen)

Tabelle 23 stellt eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 2 (Ö2) dar, in der im Gegensatz zur Referenz-Variante zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sind sowie ein Klee gras. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % reduziert. Das wird vereinfacht mittels des Abzugs von einer bzw. zwei Anwendungen im Vergleich zur Referenz dargestellt. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % reduziert.

Die Nachlieferung an Stickstoff für den Winterweizen nach dem Klee gras ist mit 75 kg berechnet für die erste Frucht nach dem Klee gras und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Erbse). Diese deckt ihren Düngebedarf aus der Nachlieferung an Stickstoff vom Klee gras und der Zwischenfrucht 1, was im Deckungsbeitrag eingerechnet ist. Der relative Anteil des Klee grasses sinkt mit der Erweiterung der Fruchtfolge auf sechs Fruchtfolgliedern. Das wird durch die Integration einer Körnerleguminose kompensiert. Aufgrund der Aufweitung der Fruchtfolge und der Integration von Klee gras kann man von einer höheren Ertragsstabilität ausgehen. Die Reduktion von Inputs (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass von keinen signifikanten Rückgängen beim Ertrag ausgegangen wird.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab. Der Grund dafür liegt darin, dass Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle hinzukommen. Die Getreide, die Erbse und der Winterraps sind jeweils mit einmal Striegeln berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch geringere Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Ö2 zeigt in Folge der Reduktion des Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft.

Die Integration des Klee-grases und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz.

Tabelle 23 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

Ökologisierung- stufe 2 (keine Ertragsreduktion)	KG ⁶¹	WW	ZF1	ERB	WR	WRa	ZF2	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4	5		6	
Ertrag (dt FM/ha)	300	59	100	25	39	29	90	40	
DB (€/ha)	-385	437	-120	102	97	522	-120	110	107
Düngebedarf (kg N/ha -20 %)	0	159	-	51	99	134	-	116	93
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	52	-	17	33	44	-	38	31
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.080	72	395	160	-49	64	248	0	328
Anwendungen (H/F/I)	-	0-1/0- 1/0-1	-	0-1/0- 1/0-1	0-1/0- 1/0	0-1/0- 1/0	-	0-1/0/0	

KG = Klee-gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, ERB = Erbse, WR = Winterroggen, WRa = Winterraps, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, ZF3 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, Erbse = Sommererbsen (Futtererbsen), TR = Triticale

Tabelle 24 stellt eine Fruchtfolge der Ökologierungsstufe 3 (Ö3) dar. In dieser sind im Gegensatz zur Referenz-Variante drei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1, ZF2 und ZF3) sowie ein Klee-gras eingegliedert. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag wird aus diesem Grund um 10 % reduziert. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % niedriger, daraus folgt ein um weitere 5 % geringerer Ertrag.

Die Nachlieferung an Stickstoff für die erste Frucht nach dem Klee-gras, den Winterweizen, mit 75 kg berechnet und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Erbse). Diese Erbse deckt ihren Düngebedarf aus der Nachlieferung an Stickstoff vom Klee-gras und der Zwischenfrucht 1, was im Deckungsbeitrag eingerechnet ist. In der auf sechs Fruchtfolgeglieder erweiterte Fruchtfolge sinkt der relative Anteil des Klee-grases. Das wird durch die Integration einer Körnerleguminose kompensiert. Durch die aufgeweitete Fruchtfolge und die Eingliederung von Klee-gras wird von einer höheren Stabilität beim Ertrag ausgegangen. Mögliche Rückgänge beim Ertrag durch die reduzierten Betriebsmittel (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) gleichen sich zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge aus.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee-gras sowie für die mechanische Kontrolle von Beikraut

⁶¹ Das Klee-gras wird als Untersaat in dem Winterweizen etabliert. Die Berechnung des Klee-grases erfolgt jedoch als Blanksaat, da die Untersaat, je nach Witterungsverhältnissen, nicht immer gelingt.

entstehen. Die Getreide, die Erbse und der Winterraps sind jeweils mit einmal Striegeln berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch geringere Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel aufgefangen.

Die Ö3 zeigt als Folge des geringeren Düngedarfs potenziell niedrigere N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten, die dem Ziel eines N-Flächenbilanzüberschusses von 30 kg ha/a entsprechen. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Kleeegrases beeinflusst. Die Düngedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft.

Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 aufgrund der geringeren Erträge reduziert.

Tabelle 24 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

Ökologisierungsstufe 3 (Ertrag -15 %)	KG	WW	ZF1	ERB	WR	WRa	ZF2	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4	5		6	
Ertrag (dt FM/ha)	300	50	100	23	33	25	90	34	
DB (€/ha)	-385	354	-120	90	46	423	-120	59	58
Düngedarf (kg N/ha -30 %)	0	133	-	42	83	111	-	97	78
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	37	-	14	27	37	-	32	25
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.080	0	395	160	-103	0	248	-60	287
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, WW = Winterweizen, ZF1 = Untersaat Weißklee, ERB = Erbse, WR = Winterroggen, WRa = Winterraps, ZF2 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, ZF3 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, Erbse = Sommererbsen (Futtererbsen), TR = Triticale

Eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau zeigt Tabelle 25. Allerdings erlaubt die kbA-Variante grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden Varianten, da die Fruchtfolge und die Zusammensetzung der Kulturarten im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen.

Im kbA sind die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten, da die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind.

Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngebedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-Überschuss erreicht hier einen N-Flächenbilanzüberschuss von <30 kg, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Tabelle 25 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau niedrig, leichter Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	WRa	WW	ZF1	SG	ERB	ZF2	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2	3		4	5		6	
Ertrag (dt FM/ha)	300	10	30	90	25	25	90	30	
DB (€/ha)	-450	538	809	-105	548	583	-105	383	367
Düngebedarf (kg N/ha)	0	110	155	-	103	-	-	130	83
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	36	51	-	34	-	-	43	27
Humussaldo	1.080	-200	-100	260	-150	160	260	-10	217

KG = Klee gras, War = Winterraps, WW = Winterweizen, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, SG = Sommergerste, ERB = Erbse, ZF2 = Sommerwicke, TR (US) = Triticale (Untersaat Klee gras)

Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

In Tabelle 26 ist eine mögliche Fruchtfolge der Referenz-Variante für ein niedriges Ertragsniveau und einen mittleren Boden dargestellt.⁶²

Tabelle 26 Fruchtfolge (Referenz), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

Referenz (Intensiv)	SM	Mittelwert
Kalenderjahr	1	
Ertrag (dt FM/ha)	350	
DB (€/ha)	321	321
Düngebedarf (kg N/ha)	170	170
N-Überschuss (kg N/ha/a)	56	56
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	-800
Anwendungen (H/F/I)	2/0/0	

SM = Silomais

Tabelle 27 zeigt eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 1 (Ö1). Hier ist im Gegensatz zur Referenz-Variante eine mögliche Zwischenfrucht (ZF1) integriert und die Fruchtfolge auf vier Fruchtfolgeglieder erweitert. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 25 % geringer. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 15 % niedriger. Aufgrund dieser Reduktion wird der mittlere Düngebedarf und N-Überschuss in Ö1 im Vergleich zur Referenz ebenfalls potenziell verringert. Bei Hauptkulturen, die keine Zwischenfrucht als Vorfrucht aufweisen, wurde der Ertrag um 5 % gesenkt. Dem Ackergras werden 30 kg N von der Zwischenfrucht 1 im Deckungsbeitrag angerechnet. Im Gegensatz zur Referenz nimmt der Gesamtdeckungsbeitrag leicht ab. Die Integration der Zwischenfrucht sowie die auf vier Fruchtfolgeglieder ausgeweitete Fruchtfolge reduzieren den mittleren negativen Humussaldo im Vergleich zur Referenz.

Tabelle 27 Fruchtfolge (Ö1), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

Ökologisierungstufe 1 (-5 % Ertrag)	SM	WR	ZF1	Ackergras	TR	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4	
Ertrag (dt FM/ha)	333	37	100	370	39	
DB (€/ha)	397	49	-120	859	87	318
Düngebedarf (kg N/ha -15 %)	140	103	-	161	122	132
N-Überschuss (kg N/ha/a)	46	34	-	53	40	43
Humussaldo (kg hu-C/ha)	-800	-67	395	600	-10	30
Anwendungen (H/F/I)	1/0/0	0-1/1/0-1	-	-	0-1/0-1/0	

SM = Silomais, WR = Winterroggen, ZF1 = Untersaat Weißklee, TR = Triticale

⁶² Die Fruchtfolge der Referenz-Variante stellt sicherlich ein extremes Beispiel dar, orientiert sich jedoch an der Realität in einigen Regionen (siehe Praxisnah 4/2015, S. 12 ff.)

In Tabelle 28 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 2 (Ö2) dargestellt. Hier sind zwei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1 und ZF2) integriert sowie ein Klee gras. Die Aufwendungen für Herbizide und Pflanzenschutzmittel sind um 50 % reduziert. Dies wird vereinfacht mittels des Abzugs von einer bzw. zwei Anwendungen im Vergleich zur Referenz dargestellt. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 20 % verringert.

Die Nachlieferung an Stickstoff für den Silomais als erste Frucht nach dem Klee gras ist mit 75 kg berechnet und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Ackergras). Die Sommergerste bezieht 30 kg N von der 2. Zwischenfrucht, was im Deckungsbeitrag eingerechnet ist. Die Ertragsstabilität wird als erhöht angesehen, weil die Fruchtfolge aufgeweitet und Klee gras eingegliedert wurde. Die Reduktion von Inputs (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) wird durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen, sodass von keinen signifikanten Rückgängen des Ertrags ausgegangen wird. Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle entstehen. Die Getreide und der Silomais sind jeweils mit einmal Striegeln berechnet. Einen Teil der zusätzlichen Kosten gleichen die niedrigeren Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel aus.

Die Ö2 zeigt in Folge des verringerten Düngebedarfs potenziell reduzierte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft. Die Integration des Klee grasses und der Zwischenfrüchte zeigt eine weitere Zunahme des Humussaldos verglichen mit der Ö1 und der Referenz.

Tabelle 28 Fruchtfolge (Ö2), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

Ökologisierungsstufe 2 (keine Ertragsreduktion)	KG	SM	ZF1	Ackergras	TR	ZF2	SG	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	
Ertrag (dt FM/ha)	300	350	90	370	39	100	39	
DB (€/ha)	-385	474	-105	859	96	-120	296	223
Düngebedarf (kg N/ha -20 %)	0	136	-	151	115	-	99	100
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	45	-	50	38	-	33	33
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.080	-800	248	600	-10	395	-88	285
Anwendungen (H/F/I)	-	0-1/0- 1/0	-	-	0-1/0- 1/0	-	0-1/0- 1/0	

KG = Klee gras, SM = Silomais, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, TR = Triticale, ZF2 = Untersaat Weißklee, SG = Sommergerste

In Tabelle 29 ist eine Fruchtfolge der Ökologisierungstufe 3 (Ö3) abgebildet. Hier sind im Gegensatz zur Referenz-Variante drei mögliche Varianten von Zwischenfrüchten (ZF1, ZW2 und ZF3) sowie ein Klee gras integriert. Auf Herbizide und Pflanzenschutzmittel wird in Ö3 verzichtet, der Ertrag wird aus diesem Grund um 10 % verringert. Der Düngebedarf ist im Gegensatz zur Referenz um 30 % niedriger, daraus folgt eine weitere Abnahme des Ertrages um 5 %. Bei dem Ertrag vom Ackergras sind lediglich 5 % aufgrund der Reduktion des Düngebedarfes abgezogen, da Herbizide und PSM bei dieser Kultur nicht relevant sind.

Die Nachlieferung an Stickstoff für den Silomais als erste Frucht nach dem Klee gras ist mit 75 kg berechnet und mit 35 kg für die zweite Folgefrucht (Ackergras). Die Sommergerste bezieht 30 kg N von der 2. Zwischenfrucht, was in den Deckungsbeitrag eingerechnet ist. Aufgrund der Aufweitung der Fruchtfolge und der Integration von Klee gras wird von einer erhöhten Ertragsstabilität ausgegangen. Potenzielle Ertragsrückgänge aufgrund der reduzierten Betriebsmittel (Herbizide, PSM, Düngebedarf bzw. Düngung) werden zum Teil durch die verbesserte Fruchtfolge ausgeglichen.

Der Gesamtdeckungsbeitrag nimmt im Gegensatz zu den vorausgehenden Varianten ab, da Kosten für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee gras sowie für die mechanische Beikrautkontrolle entstehen. Die Getreide sind mit zweimal Striegeln und der Silomais mit einmal Striegeln und zweimal Hacken berechnet. Ein Teil der zusätzlichen Kosten wird durch niedrigere Kosten für Düngung, Herbizide und Pflanzenschutzmittel ausgeglichen.

Die Ö3 zeigt in Folge der Reduktion des Düngebedarfs potenziell verringerte N-Überschüsse im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der N-Flächenbilanzüberschuss erfüllt den Zielwert von 30 kg ha/a. Die Mittelwerte werden jedoch in dieser Variante wesentlich durch die Integration des Klee grasses beeinflusst. Die Düngebedarfe sowie die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre sind diesbezüglich von größerer Aussagekraft.

Der Humussaldo ist im Vergleich zu Ö2 wegen der geringeren Erträge reduziert.

Tabelle 29 Fruchtfolge (Ö3), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

Ökologisierungstufe 3 (-15 % Ertrag)	KG	SM	ZF1	Ackergras	TR	ZF2	SG	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	
Ertrag (FM dt/ha)	300	298	90	352	33	100	33	
DB (€/ha)	-385	250	-105	753	47	-120	225	133
Düngebedarf kg N/ha (-30 %)	0	112	-	151	97	-	83	89
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	37	-	50	32	-	27	29
Humussaldo (kg hu-C/ha)	1.080	-800	248	600	-49	395	-120	271
Anwendungen (H/F/I)	-	-	-	-	-	-	-	

KG = Klee gras, SM = Silomais, ZF1 = Wicke / Peluschke / Hafer / Phacelia, TR = Triticale, ZF2 = Untersaat Weißklee, SG = Sommergerste

In Tabelle 30 ist eine mögliche Fruchtfolgevariante für den kontrolliert biologischen Anbau dargestellt. Da die Fruchtfolge und die Zusammensetzung der Kulturarten im kbA teilweise anderen Voraussetzungen folgen, erlaubt die kbA-Variante grundsätzlich keinen direkten Vergleich mit den vorhergehenden Varianten.

Im kbA sind die Deckungsbeiträge verhältnismäßig höher als in vorausgehenden Varianten, da die Leistungen (Erzeugerpreise) im kbA höher sind.

Aufgrund der geringeren Erträge sind auch die Düngebedarfe niedriger und somit der Gesamtstickstoff im Anbausystem. In der Folge sind die N-Überschüsse potenziell geringer im Vergleich zu den vorhergehenden Varianten. Der mittlere N-Überschuss erreicht in dieser Variante einen N-Flächenbilanzüberschuss von <30 kg, wenn auch die N-Überschüsse der einzelnen Kalenderjahre eine größere Aussagekraft aufweisen.

Tabelle 30 Fruchtfolge (kbA), Ertragsniveau niedrig, mittlerer Boden

Kontrolliert biologischer Anbau	KG	WR	ZF1	Lupine	HAF	ZF2	SG	ERB	TR (US)	Mittelwert
Kalenderjahr	1	2		3	4		5	6	7	
Ertrag (dt FM/ha)	300	30	90	20	25	100	25	25	30	
DB (€/ha)	-450	550	-105	501	499	-120	442	577	408	329
Düngebedarf (kg N/ha)	0	110	-	-	85	-	103	-	130	61
N-Überschuss (kg N/ha/a)	-	36	-	-	28	-	34	-	43	20
Humussaldo	1.080	-40	248	160	-50	395	-150	160	-10	256

KG = Klee gras, WR = Winterroggen, ZF1 = Untersaat Serradella, HAF = Hafer, ZF2 = Untersaat Weissklee, SG = Sommergerste, ERB = Erbse, TR = Triticale (Untersaat Klee gras)