

TEXTE

33/2021

Perspektiven für eine umweltverträgliche Nutztierhaltung in Deutschland

von:

Diana Sorg, Anne Klatt, Nils Ole Plambeck, Lea Köder
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Unter Mitarbeit von

Frederike Balzer, Anne Biewald, Michael Bilharz, Knut Ehlers, Tobias Frische, Doris Fuchs,
Markus Geupel, Maximilian Hofmeier, Julia Jarikova, Simone Lehmann, Marc Marx,
Christiane Stark, Ines Vogel, Gabriele Wechsung
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 33/2021

Perspektiven für eine umweltverträgliche Nutztierhaltung in Deutschland

von

Diana Sorg, Anne Klatt, Nils Ole Plambeck, Lea Köder
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Unter Mitarbeit von

Frederike Balzer, Anne Biewald, Michael Bilharz,
Knut Ehlers, Tobias Frische, Doris Fuchs, Markus Geupel,
Maximilian Hofmeier, Julia Jarikova, Simone Lehmann,
Marc Marx, Christiane Stark, Ines Vogel, Gabriele Wechsung
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt

Wörlitzer Platz 1

06844 Dessau-Roßlau

Tel: +49 340-2103-0

Fax: +49 340-2103-2285

info@umweltbundesamt.de

Internet: www.umweltbundesamt.de

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

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

Abschlussdatum:

Februar 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 2.8 Landwirtschaft

Diana Sorg, Lea Köder

Publikationen als pdf:

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

Dessau-Roßlau, März 2021

Kurzbeschreibung: Perspektiven für eine umweltverträgliche Nutztierhaltung in Deutschland

Deutschland hat sich auch im Sektor Landwirtschaft zur Einhaltung von Umwelt- und Klimaschutzziele verpflichtet. Da die Nutztierhaltung in Deutschland gravierende Auswirkungen auf die Umwelt und das Klima hat, muss sie hierzu ebenfalls ihren Beitrag leisten.

Mit verfahrenstechnischen Maßnahmen und einer besseren räumlichen Verteilung der Nutztiere sowie ihrer Ausscheidungen kann die Nahrungsmittelproduktion effizienter und nachhaltiger gestaltet werden. So könnten Nährstoffüberschüsse (Stickstoff und Phosphor), Emissionen von Treibhausgasen (Methan und Lachgas), Luftschadstoffe (unter anderem Ammoniak) und Einträge von Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden in die Umwelt verringert werden.

Dieser Bericht zeigt, dass das Potenzial der verfahrenstechnischen Maßnahmen begrenzt ist. Insbesondere für die Lösung von zwei Problemen reichen die aktuell verfügbaren verfahrenstechnischen Maßnahmen nicht aus: der große Flächenbedarf im In- und Ausland für den Anbau von Futtermitteln und die Treibhausgase, die durch die Nutztierhaltung produziert werden. Auch wenn die Produktion durch verfahrenstechnische Maßnahmen und eine bessere räumliche Verteilung optimiert würde, würden die Klimaziele der Landwirtschaft voraussichtlich nicht erreicht und die globalen Belastungsgrenzen überschritten.

Damit das Ernährungssystem in Deutschland umwelt- und klimafreundlicher wird, müssen die Nutztierhaltung und die Ernährungsweisen deutlich verändert werden: Das heißt sowohl kurzfristig umsetzbare und wirksame verfahrenstechnische Maßnahmen und eine bessere räumliche Verteilung der Nutztiere erreichen, als auch das Maß der Erzeugung und des Konsums tierischer Lebensmittel verringern. Dieser Bericht zeigt auf, wie eine solche Transformation angestoßen werden kann.

Abstract: Perspectives for environmentally friendly livestock farming in Germany

Germany has committed itself to complying with environmental and climate protection targets in the agricultural sector. Since livestock farming in Germany has serious effects on the environment, the climate and human health, it must also make its contribution to achieve these targets.

With technical measures and an improved spatial distribution of livestock and their excretions, food production can be made more efficient and sustainable. In this way, nutrient surpluses (nitrogen and phosphorus), emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide), air pollutants (including ammonia) and the entry of pesticides, veterinary medicines and biocides in the environment could be reduced.

This report shows that the potential of technical measures is limited. In particular, the currently available technical measures are not sufficient to solve two problems: the large amount of land required in Germany and abroad for the cultivation of feed, and the amount of greenhouse gases produced by livestock farming. Even if production were optimized through technical measures and an improved spatial distribution, the climate targets of agriculture would probably not be achieved and the global load limits would be exceeded.

In order for the food system in Germany to become more environmentally and climate-friendly, livestock farming and human diet have to be changed significantly: This means using both effective technical and distribution measures that can be implemented at short notice to reduce environmental impacts, and the level of production and consumption of animal foods to decrease. This report shows how such a transformation can be initiated.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	10
Abkürzungsverzeichnis	11
Zusammenfassung.....	15
1. Einleitung.....	25
2. Nutztierhaltung und Konsum tierischer Erzeugnisse in Deutschland	26
2.1. Strukturdaten der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung in Deutschland	26
2.1.1. Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutztierbestände	26
2.1.2. Entwicklung der Betriebsstruktur landwirtschaftlicher Nutztierhaltungen	27
2.1.3. Regionale Verteilung der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung	28
2.1.4. Futtererzeugung und Futtermittelimport.....	29
2.1.5. Ökologische Nutztierhaltung	30
2.1.6. Haltungsverfahren für Nutztiere.....	32
2.1.7. Einsatz von Wirtschaftsdünger aus der Nutztierhaltung.....	34
2.2. Produktion und Handel tierischer Erzeugnisse in Deutschland	35
2.2.1. Entwicklung der Produktion tierischer Erzeugnisse	35
2.2.2. Entwicklung des Außenhandels tierischer Erzeugnisse	36
2.2.3. Selbstversorgungsgrade tierischer Erzeugnisse.....	36
2.3. Konsum tierischer Erzeugnisse in Deutschland und weltweit	38
2.3.1. Entwicklung des inländischen Konsums tierischer Erzeugnisse	38
2.3.2. Entwicklung des Fleischkonsums in Ländern des Globalen Südens	39
2.3.3. Kultureller Hintergrund von Fleischkonsum in Deutschland	40
2.4. Exkurs: Tierwohl in der Nutztierhaltung	42
2.4.1. Begriffsdefinition	42
2.4.2. Praktische Anwendung	43
2.4.3. Gesetzgebung zum Tierschutz	43
3. Umweltbelastung durch die landwirtschaftliche Nutztierhaltung.....	45
3.1. Belastung durch Nährstoffüberschüsse	45
3.1.1. Stickstoff	45
3.1.2. Eintragspfade und Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Nährstoffverlusten.....	48
3.1.3. Phosphor.....	50
3.2. Belastung durch Luftschadstoffe.....	51
3.2.1. Ammoniak-Emissionen aus der Nutztierhaltung	51
3.2.2. Emissionen weiterer Luftschadstoffe	54

3.2.3.	Umwelt- und Gesundheitsrisiken von landwirtschaftlichen Luftschadstoffemissionen ..	55
3.3.	Belastung des Klimas durch Treibhausgase	56
3.4.	Belastung durch Pflanzenschutzmittel, Tierarzneimittel und Biozide	58
3.4.1.	Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Futtermittelproduktion	59
3.4.2.	Arzneimiteleinsetzung in der Nutztierhaltung	60
3.4.3.	Biozideinsatz in der Nutztierhaltung.....	62
3.4.4.	Eintragspfade und Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden.....	63
3.5.	Belegung landwirtschaftlicher Fläche	74
4.	Verfahrenstechnische Umweltschutzmaßnahmen	76
4.1.	Minderung von Nährstoffeinträgen	76
4.1.1.	Verpflichtende Maßnahmen.....	76
4.1.2.	Freiwillige Maßnahmen	79
4.1.3.	Agrarstrukturelle Aspekte der Nährstoffverteilung.....	80
4.2.	Minderung von Ammoniak-Emissionen	82
4.2.1.	Gesetzlicher Hintergrund.....	82
4.2.2.	Verfahrenstechnische Minderungsmaßnahmen	84
4.3.	Minderung von Treibhausgas-Emissionen	88
4.3.1.	Reduktion von Stickstoffüberschüssen aus Wirtschaftsdünger	88
4.3.2.	Energetische Nutzung von Wirtschaftsdüngern	89
4.3.3.	Züchtung und Fütterung	90
4.3.4.	Flächenbindung.....	90
4.4.	Minderung von Tierarzneimittel-Einträgen.....	91
4.4.1.	Regulatorische Maßnahmen.....	91
4.4.2.	Kommunikation und Weiterbildung	92
4.4.3.	Verbesserung der Tiergesundheit.....	93
4.4.4.	Behandlung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.....	93
4.4.5.	Wissensdefizite und Forschungsbedarf	94
4.5.	Minderung von Biozid-Einträgen.....	95
4.5.1.	Zulassung von Biozidprodukten	95
4.5.2.	Anwendungsbestimmungen	95
4.5.3.	Vorbeugende Maßnahmen.....	96
4.5.4.	Alternative Methoden	97
4.5.5.	Wissensdefizite und Forschungsbedarf	97
4.6.	Exkurs: Tierwohl und Umweltschutz	98

4.6.1.	Staatliche Maßnahmen.....	98
4.6.2.	Zusammenspiel von Tierwohl und Umweltschutz.....	99
4.7.	Bewertung der verfahrenstechnischen Umweltschutzmaßnahmen	100
4.7.1.	Nährstoffüberschüsse	100
4.7.2.	Ammoniak-Emissionen	101
4.7.3.	Treibhausgas-Emissionen	102
4.7.4.	Tierarzneimittel-Einträge	102
4.7.5.	Biozid-Einträge	103
4.7.6.	Schlussfolgerung zu den verfahrenstechnischen Umweltschutzmaßnahmen	103
5.	Verringerung von Erzeugung und Konsum tierischer Produkte.....	105
5.1.	Relevanz der Verringerung von Erzeugung und Konsum tierischer Produkte für das Erreichen von Umweltzielen.....	105
5.1.1.	Agrarflächen: Große Bedarfe für Tierhaltung bei steigenden Nutzungskonflikten.....	105
5.1.2.	Klimaschutz: Treibhausgase und Kohlenstoffsenken.....	109
5.1.3.	Stickstoff- und Phosphorkreisläufe	112
5.1.4.	Weitere Grenzen von verfahrenstechnischen Maßnahmen	113
5.1.5.	Flächenbindung, Extensivierung und mehr Tierwohl	113
5.2.	Relevanz der Verringerung der Erzeugung und des Konsums tierischer Produkte für weitere Nachhaltigkeitsziele.....	115
5.2.1.	Minderung des Risikos der Entstehung und Ausbreitung von Zoonosen.....	115
5.2.2.	Gesundheit und Kosten des Gesundheitssystems.....	116
5.2.3.	Planetare ökologische Belastbarkeitsgrenzen	117
5.2.4.	Globale Hungerproblematik	118
5.3.	Eine partizipative Strategie für die Verringerung der Erzeugung und des Konsums tierischer Produkte	119
5.3.1.	Governance für eine Transformation des Ernährungssystems	120
5.3.2.	Nachhaltige Ernährung als politische Aufgabe	121
5.3.3.	Konkretisierung der Ziele für Konsum und Produktion	123
5.3.4.	Ökonomische Instrumente als Teil eines Instrumentenpakets	126
5.3.5.	Nischenförderung	128
6.	Fazit	132
	Literaturverzeichnis.....	134

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutztierbestände in Deutschland 1990-2019.....	27
Abbildung 2: Regionale Verteilung der Nutztierhaltung in Deutschland (2016).....	29
Abbildung 3: Anteil des Ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	31
Abbildung 4: Bruttoeigenerzeugung von Fleisch in Deutschland 2019	36
Abbildung 5: Selbstversorgungsgrade tierischer Lebensmittel in Deutschland im Jahr 2019	37
Abbildung 6: Jährlicher Fleischverbrauch pro Kopf in Kilogramm in verschiedenen Ländern im Vergleich zum globalen Durchschnitt.....	40
Abbildung 7: Verzehr von Fleisch, Fleischerzeugnissen und Wurstwaren differenziert nach sozialer Schichtzugehörigkeit für Männer und Frauen (2006)	41
Abbildung 8: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft in Deutschland von 1990 bis 2018.....	46
Abbildung 9: Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland	48
Abbildung 10: Landwirtschaftliche Stickstoffflüsse, Verlustpfade und Umweltwirkungen	49
Abbildung 11: Gesamt-Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands	51
Abbildung 12: Anteil der landwirtschaftlichen Quellkategorie an den Gesamtemissionen von Luftschadstoffen 2018	52
Abbildung 13: Emissionen von Luftschadstoffen aus der Landwirtschaft 1990 bis 2018.....	53
Abbildung 14: Räumliche Verteilung der Ammoniak-Emissionen der Nutztierhaltung in Deutschland im Jahr 2018.....	54
Abbildung 15: Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft nach Kategorien.....	57
Abbildung 16: Regionale Zuordnung der Antibiotika-Abgabemengen 2019	61
Abbildung 17: Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer	64
Abbildung 18: Eintragspfade von Tierarzneimitteln in die Gewässer	67
Abbildung 19: Effekte von Tierarzneimitteln auf Nichtzielorganismen	69
Abbildung 20: Rückstände antibiotischer Wirkstoffe in Gülle, Gärresten und im Boden.....	71
Abbildung 21: Antibiotika in der Tierhaltung: Therapiehäufigkeit und Resistenzrate	72
Abbildung 22: Flächenbelegung ausgewählter tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (bezogen auf den Proteingehalt).....	106
Abbildung 23: Status von neun ökologischen planetaren Belastbarkeitsgrenzen und Anteil der Landwirtschaft.....	108
Abbildung 24: Treibhausgas-Emission ausgewählter tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (bezogen auf das Gewicht)	110

Abbildung 25: Vergleich der pro Kopf-Treibhausgas-Emissionen verschiedener
nationaler Ernährungsempfehlungen124

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über Reglementierungen des Tierarzneimitelesinsatzes in der
Ökologischen Tierhaltung gemäß EU-Gesetzgebung62

Tabelle 2: Potenziale der Ammoniak-Minderungsmaßnahmen im Bereich der
Düngeverordnung.....101

Tabelle 3: Weiterführende Maßnahmen im Anlagenrecht, gemäß
Kabinettsentwurf TA Luft (Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit 2020).....101

Abkürzungsverzeichnis

AICR	American Institute for Cancer Research
AMG	Arzneimittelgesetz
AUKM	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen
BAT AEL	BAT associated emission level (mit BVT verbundener Emissionswert)
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchv	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen)
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMF	Bundesfinanzministerium
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BREF	Best Available Reference Document (BVT-Merkblatt)
BT-Drs.	Bundestags-Drucksache
BVT	Beste verfügbare Technik
CBD	Convention on biological diversity
CDR	Carbon dioxide removal
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DAFA	Deutsche Agrarforschungsallianz
DBP	Desinfektionsnebenprodukte (englisch: disinfection byproducts)
Destatis	Statistisches Bundesamt
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DG RTD	Generaldirektion Forschung und Innovation der Europäischen Kommission
DIMDI	Deutsches Institut für Medizinische Dokumentation und Information
DIMDIAMV	BfArM-Arzneimittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
ECDC	Europäisches Zentrum für die Prävention und die Kontrolle von Krankheiten

ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EMA	Europäische Arzneimittel-Agentur
EUA	Europäische Umweltagentur
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EU-KOM	Europäische Kommission
EU-RL	Richtlinie der Europäischen Union
EU-VO	Verordnung der Europäischen Union
FAO	Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen
FSIN	Food Security Information Network
GAK	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GG	Grundgesetz
IARC	Internationale Agentur für Krebsforschung der Weltgesundheitsorganisation
ICLEI	Local Governments for Sustainability
IED	Industrial Emissions Directive
IE-RL	Industrie-Emissionen-Richtlinie
IFAD	Internationaler Fonds für Landwirtschaftliche Entwicklung
IFPRI	International Food Policy Research Institute
IGC	International Grains Council
InVeKos	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPES-Food	International Panel of Experts on Sustainable Food Systems
KLU	Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt
KSG	Bundes-Klimaschutzgesetz
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
LUC	Land use change
MRI	Max-Rubner-Institut
N ₂ O	Lachgas

NEC-RL	NEC-Richtlinie (englisch: National Emission Ceilings Directive)
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
N _{min}	Pflanzenverfügbare, mineralisierter Stickstoff
NM VOC	Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NO _x	Stickoxide
NO ₃ ⁻	Nitrat
NVS II	Zweite Nationale Verzehrstudie
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PAN	Pestizid Aktions-Netzwerk e.V.
PBT	Persistent, bioakkumulierend, toxisch
PHD	Planetary health diet
PM ₁₀	Feinstaub (Partikelgröße bis 10 Mikrometer Durchmesser)
PM _{2.5}	Feinstaub (Partikelgröße bis 2,5 Mikrometer Durchmesser)
PRTR	Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (englisch: Pollutant Release and Transfer Register)
SAPEA	Science Advice for Policy by European Academies
SCENIHR	Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks
SDG	Sustainable development goals
SO ₂	Schwefeldioxid
SOFI	State of food security and nutrition in the world
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
TA	Technische Anleitung
TI	Johann Heinrich von Thünen-Institut
TierSchG	Tierschutzgesetz
TierSchNutztV	Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung
TierWKG	Tierwohlkennzeichengesetz
TierWKV	Tierwohlkennzeichenverordnung
TrinkwV	Trinkwasserverordnung

TSP	Schwebstaub
UBA	Umweltbundesamt
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification
UNECE	Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (englisch: United Nations Economic Commission for Europe)
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen
UNICEF	Kinderhilfswerk der Vereinten Nationen
UNO	Organisation der Vereinten Nationen
VICH	Veterinary International Conference of Harmonization
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
vPvB	Sehr persistent, sehr bioakkumulierend
WBAE	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz
WBBGR	Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WBW	Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik
WCRF	World Cancer Research Fund
WD	Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags
WFP	Welternährungsprogramm der Vereinten Nationen
WHO	Weltgesundheitsorganisation
WRI	World Resources Institute
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Einleitung

Die Nutztierhaltung in Deutschland ist ein wichtiger Wirtschaftszweig und versorgt die Bevölkerung mit hochwertigen Lebensmitteln. Bestimmte Formen wie die Weidewirtschaft, tragen zum Erhalt der Kulturlandschaft bei. Nutztiere alter und seltener Rassen sind zudem Teil der Agrobiodiversität. Nutztiere sind ein essentieller Bestandteil der Kreislaufwirtschaft - insbesondere für den ökologischen Landbau. Allerdings haben die Nutztierhaltung und der Konsum tierischer Produkte in Deutschland beträchtliche negative Auswirkungen auf die Umwelt und das Klima. Deutschland hat sich national sowie international den Klima- und Umweltzielen verpflichtet, nicht zuletzt deshalb müssen diese negativen Umweltwirkungen verringert werden. Dafür muss das gesamte System „Futteranbau – Tier – Antibiotika und Biozide - tierische Wirtschaftsdünger – Handel – Konsum“ mit seinen Wechselwirkungen betrachtet werden. Das Ziel dieser Veröffentlichung ist es, Maßnahmen für die Verringerung der negativen Umweltwirkungen der Nutztierhaltung vorzustellen und zu bewerten, ihre Zielkonflikte und Synergien aufzudecken und damit Wege aufzuzeigen, wie die Transformation des Ernährungssystems angestoßen werden kann.

Nutztierhaltung und Konsum tierischer Erzeugnisse in Deutschland

Die deutsche Landwirtschaft ist hochmechanisiert und arbeitsteilig organisiert. Mit einem intensiven Einsatz von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Kraftfutter erreicht sie ein qualitativ und quantitativ hohes Produktionsniveau. Damit gehört Deutschland zu den vier größten Erzeugern von Lebensmitteln in der Europäischen Union (EU). Die meisten Tiere werden in größeren Beständen konventionell gehalten und intensiv gefüttert. Nur ein kleiner Anteil von etwa 5 Prozent der Nutztiere wird ökologisch gehalten.

Deutschland importiert Kraftfutter, um die Tiere intensiv füttern zu können. Damit werden so große Mengen an Fleisch und Milch erzeugt, dass ein Teil davon exportiert wird – der Selbstversorgungsgrad liegt für Schweinefleisch, Milch und Käse bei über 100 Prozent. Bei Rindfleisch, Geflügel und Eiern liegt der Selbstversorgungsgrad unter 100 Prozent, so dass bei den aktuellen Verzehrgewohnheiten ein zusätzlicher Import notwendig ist.

Der Fleischkonsum liegt in Deutschland bei durchschnittlich 60 Kilogramm Fleisch – etwa doppelt bis viermal so hoch, wie von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE) aus gesundheitlichen Gründen empfohlen wird. Bei Milchprodukten liegt der Verzehr leicht unter der Empfehlung der DGE. Für Eier gibt es aktuell keine Empfehlung der DGE. Insgesamt ist der Verzehr von Fleisch und Milch in Deutschland konstant bis leicht rückläufig, während Eier immer beliebter werden.

Weltweit steigt die Nachfrage nach tierischen Produkten. Besonders in Ländern des Globalen Südens mit wachsenden Mittelschichten wachsen der Nutztiersektor und der Fleischkonsum als Statussymbol. In Deutschland essen Frauen im Durchschnitt weniger Fleisch als Männer, und ein höherer Schulabschluss, eine höhere berufliche Stellung sowie ein höheres Haushalts-Netto-Einkommen gehen hier mit einem eher geringeren Fleischkonsum einher.

Auch das Thema Tierwohl in der deutschen Nutztierhaltung rückte in den letzten Jahren stärker in den Fokus der Öffentlichkeit und es entwickelte sich eine breite gesellschaftliche Debatte um die akzeptable Haltung von Nutztieren. Tierschutz ist als Staatsziel im Grundgesetz verankert und bezieht sich auf die Abwesenheit von Schmerzen, Leiden oder Schäden und die Sicherung des Wohlbefindens von Tieren. Die gesetzlichen Mindeststandards erlauben Haltungspraktiken erlaubt, die von vielen Menschen kritisch gesehen werden. Um Tierhaltungssysteme auf ihre Nachhaltigkeit hin bewerten zu können, müssen Tierwohlaspekte miteinbezogen werden.

Umweltbelastung durch die landwirtschaftliche Nutztierhaltung

Belastung durch Nährstoffüberschüsse

Nutzpflanzen, darunter auch Futterpflanzen für Nutztiere, benötigen für ihr Wachstum Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor. Diese werden über Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Jauche, Gärreste aus Biogasanlagen) oder synthetische Düngemittel zugeführt. Vor allem die synthetischen Dünger, in Kombination mit der Züchtung neuer, ertragsstarker Sorten und dem zunehmenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ermöglichten einen starken Anstieg der pflanzenbaulichen Erträge, unter anderem Futtermittel. Dadurch konnte die Tierhaltung sehr stark ausgebaut und zunehmend vom Pflanzenbau entkoppelt werden. Dies führte zu einer starken Konzentration von intensiver Tierhaltung in einigen Regionen von Deutschland. Da die in den – zum Teil importierten – Futtermitteln enthaltenen Nährstoffe als tierische Exkremente in der Region bleiben, sind dort hohe Nährstoffüberschüsse die Folge. Der überschüssige Stickstoff entweicht als Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer und als Ammoniak, Stickoxide und Lachgas in die Atmosphäre. Stickstoffverbindungen bewirken eine Eutrophierung (Überbelastung mit Nährstoffen) und Versauerung von Land- und Wasser-Ökosystemen und wirken dort negativ auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung. Phosphor trägt ebenfalls zur Eutrophierung bei. Lachgas ist zudem ein etwa 265-mal klimaschädlicheres Treibhausgas als Kohlenstoffdioxid.

Um die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft in Deutschland zu quantifizieren, wird auf nationaler Ebene eine Stickstoff-Gesamtbilanz berechnet. Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der deutschen Bundesregierung ist es, den Stickstoffüberschuss bis 2030 auf maximal 70 Kilogramm Stickstoff pro Hektar zu reduzieren. Im Jahr 2018 lag der Wert bei 89 Kilogramm Stickstoff pro Hektar. Die Phosphorbelastung ging in den letzten Jahrzehnten zurück, hauptsächlich durch die stark gesunkene Einleitung aus Kläranlagen. Dennoch sind nach wie vor an mehr als 60 Prozent der Messstellen deutscher Oberflächengewässer zu hohe Phosphor-Konzentrationen zu verzeichnen, die mittlerweile zum größten Teil auf Phosphoreinträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden zurück zu führen sind.

Belastung durch Luftschadstoffe

Der Luftschadstoff Ammoniak entsteht vor allem bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie durch die Verwendung von synthetischen Düngemitteln in der Landwirtschaft. Ammoniak wird über die Luft in Land- und Wasserökosysteme eingetragen, hier in Ammonium umgewandelt und trägt dadurch zur Versauerung und Eutrophierung bei, was den Verlust der Artenvielfalt zur Folge haben kann. Besonders hohe Ammoniakkonzentrationen in der Umgebung von großen Tierhaltungsanlagen können auch zu direkten Schäden an der Vegetation führen. Ammoniak kann sich über Ammonium wiederum in Nitrat und Lachgas umwandeln und auch die Bildung von Feinstaub begünstigen. Dieser dringt in den menschlichen Körper, besonders die Lungen, ein und hat negative Auswirkungen auf die Gesundheit.

Etwa 95 Prozent der gesamten deutschen Ammoniak-Emissionen entstanden im Jahr 2018 in der Landwirtschaft. Nach Abbau von Tierbeständen Anfang der 1990er Jahre in den neuen Bundesländern ging die Ammoniak-Emission vorerst zurück, stagnierte dann aber. Ähnlich wie bei den Nährstoffüberschüssen tritt Ammoniak regional sehr ungleich verteilt auf, und zwar überall dort, wo sehr viele Nutztiere gehalten werden, beispielsweise im Nordwesten Deutschlands.

Belastung des Klimas durch Treibhausgase

Landwirtschaftliche Treibhausgas-Emissionen bestehen fast zur Hälfte je aus Methan und Lachgas. Methan stammt aus der Verdauung von Wiederkäuern, in Deutschland hauptsächlich

Rinder, und aus der Gülle und ist fast 25-mal klimawirksamer als Kohlenstoffdioxid. Lachgas entsteht bei der Düngung mit Gülle oder Mist.

Die deutsche Landwirtschaft emittierte im Jahr 2018 umgerechnet 63,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente (7,4 Prozent der deutschen Treibhausgas-Emissionen), und lag damit an fünfter Stelle der Emittenten von Treibhausgasen in Deutschland (hinter Energie, Industrie, Gebäude und Verkehr). Zwei Drittel der landwirtschaftlichen Emissionen (40,4 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente) stammen aus der Tierhaltung. Ähnlich wie beim Ammoniak konnte zu Beginn der 1990er Jahre ein deutlicher Rückgang verzeichnet werden, und auch die anaerobe Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen trug seither zu einer Verringerung der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen bei.

Belastung durch Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel kommen im Pflanzenbau zum Einsatz, um Bakterien, Wildpflanzen, Pilze, Viren und tierische Schadorganismen wie Insekten zu bekämpfen. Auch beim Anbau von Futtermitteln werden große Mengen von Pflanzenschutzmittel eingesetzt um Ertrag und Qualität zu sichern. Im Jahr 2017 wurden in Deutschland etwa 34.000 Tonnen Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe abgegeben, die auch im Futterbau eingesetzt werden. Der genaue Anteil dafür ist nicht bekannt.

Pflanzenschutzmittel werden beim Ausbringen durch Abdrift, Verflüchtigung, Abschwemmung, Versickerung oder bei unsachgemäßer Reinigung der Geräte und Entsorgung über das Abwasser in die Umwelt eingetragen. Dort wirken sie giftig auf Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen, darunter auch Nützlinge, und reichern sich über die Nahrungsnetze in Organismen immer weiter an. Im Ausland, wo ein Teil der Futtermittel für deutsche Nutztiere angebaut werden, kommen große Mengen dieser Wirkstoffe zur Anwendung und können als Rückstände mit dem Futter importiert werden. Da Pflanzenschutzmittel ein Problem des Pflanzenbaus allgemein sind, werden im Weiteren keine Maßnahmen zur Verringerung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen vorgestellt.

Belastung durch Tierarzneimittel

Tierarzneimittel werden eingesetzt, um kranke Tiere zu behandeln, die Tiergesundheit und den Tierschutz zu fördern, und um Verbraucherinnen und Verbraucher vor Zoonosen (auf Menschen übertragbare Tierkrankheiten) und vor gesundheitsgefährdenden Lebensmitteln zu schützen. Vor allem Antibiotika, Antiparasitika, Schmerzmittel, Entzündungshemmer und Hormone sind in der Veterinärmedizin wichtig. Dabei werden etwa 40 bis 90 Prozent eines Arzneimittels von den Tieren wieder ausgeschieden. So können Tierarzneimittel und deren Abbauprodukte über tierische Wirtschaftsdünger auf die Böden und in Grund- und Oberflächengewässer gelangen. Von 430 zugelassenen Wirkstoffen in Deutschland werden 270 als umweltrelevant eingestuft. Eine große Bandbreite von möglichen Umweltwirkungen auf Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen ist bekannt. Dazu zählen direkte toxische Wirkungen, Wachstumshemmungen und Verschiebungen der Artenzusammensetzung, aber auch Langzeiteffekte bei besonders lange stabilen (persistenten) Wirkstoffen mit schwer abschätzbaren Folgen. Für Mensch und Tier besonders gefährlich ist die Verbreitung von Bakterien, die gegen Antibiotika resistent sind. Diese resistenten Bakterien treten besonders bei Tierarten auf, die häufig mit Antibiotika behandelt werden, zum Beispiel Masthähnchen und Mastputen.

Seit dem Jahr 2011 müssen in Deutschland die Abgabemengen von Antibiotika erfasst werden. Bis 2019 ging die Menge um 60 Prozent, bis auf 670 Tonnen, zurück. Die größten Mengen werden im Nordwesten Deutschlands in den intensiven Tierhaltungsregionen abgegeben. In der ökologischen Landwirtschaft werden weniger chemisch-synthetische Tierarzneimittel

eingesetzt, da Betriebe bei der Behandlung strengere Auflagen einhalten müssen, damit die Tiere ihren Bio-Status nicht verlieren.

Belastung durch Biozide

In der Tierhaltung werden Biozide verwendet, um die Gesundheit von Menschen und Tieren zu schützen und Materialien vor Schädlingsbefall zu bewahren. Beispiele sind der Einsatz von Desinfektionsmitteln in Ställen um Mikroorganismen abzutöten oder die Behandlung von Gülle mit Insektiziden. Biozide aus der Tierhaltung gelangen meist mit Reinigungswasser, Wirtschaftsdünger oder Abwasser aus Kläranlagen in die Umwelt, wo sie sich ähnlich wie Tierarzneimittel verhalten. Bei einer Anwendung durch Vernebelung können zudem direkte Einträge in die Luft auftreten. Die Wirkstoffe in Bioziden sind sowohl für Schädlinge als auch für nützliche Organismen giftig: so wirken zum Beispiel Insektizide auch auf Bienen und andere Bestäuber, und Rodentizide, die gegen Schädner wie Ratten eingesetzt werden, schädigen auch andere Säugetiere und sogar Vögel. Viele Desinfektionsmittel bilden beim Einsatz sogenannte Desinfektionsnebenprodukte, die teilweise giftiger als die Ausgangssubstanz sind. Auch gegen Biozid-Wirkstoffe können Mikroorganismen resistent werden, was auch zu einer Kreuzresistenz gegen ähnlich aufgebaute antibiotische Arzneimittelwirkstoffe führen kann.

Über 300 verschiedene Wirkstoffe sind in der EU zugelassen, es werden jedoch keine Abgabe- oder Einsatzmengen erfasst. Daher ist nichts über ihre regionale Verteilung oder über die zeitliche Entwicklung der eingesetzten Mengen bekannt.

Belegung landwirtschaftlicher Fläche

Deutschland belegte 2017 für den inländischen Konsum von Lebensmitteln eine Fläche von 19,1 Millionen Hektar. Davon lagen 7,2 Millionen Hektar im Inland und 11,9 Millionen Hektar im Ausland. Zusätzlich wurden im Inland 6,9 Millionen Hektar für den Export von Nahrungsmitteln belegt. Deutschland weist also bei der Flächenbelegung einen virtuellen Importüberschuss, das heißt ein „Flächendefizit“ auf. Während die Fläche für pflanzliche Lebensmittel sinkt, nehmen tierische Lebensmittel für die Ernährung der Deutschen im In- und Ausland immer mehr Fläche in Anspruch. Im Jahr 2017 lag sie bei 61 Prozent der insgesamt benötigten Fläche für Ernährungszwecke. Bei der inländischen Futtererzeugung belegt Grünfutter etwas mehr als die Hälfte der Fläche, die importierte Fläche für Futtermittel wird jedoch zu fast 90 Prozent von Kraftfutter belegt. Die intensive Produktion von Fleisch, Milch und Eiern ist also nur durch Nutzung von Flächen zum Anbau von Kraftfutter im Ausland möglich.

Verfahrenstechnische Umweltschutzmaßnahmen und bessere räumliche Verteilung

Um bestehende Umwelt- und Klimaziele zu erreichen ist es notwendig, die negativen Auswirkungen der Nutztierhaltung auf Umwelt und Klima zu verringern. Ein Ansatz hierfür ist, das bestehende Produktionssystem über verfahrenstechnische Maßnahmen und eine bessere Verteilung der Tierbestände und Wirtschaftsdünger so zu optimieren, dass es umwelt- und klimafreundlicher wird.

Minderung von Nährstoffeinträgen

Verpflichtende Maßnahmen zur Reduktion landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge sind bereits im Ordnungsrecht verankert. Die Düngeverordnung schreibt Maßnahmen zur Einhaltung „guter fachlicher Praxis“ bei der Düngung vor. Mit der neuen Stoffstrombilanzverordnung ist ein maximaler betrieblicher Stickstoffüberschuss von 175 Kilogramm pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche zugelassen. Allerdings wird diese Grenze von Fachleuten als viel zu hoch kritisiert, um in der Praxis tatsächlich eine Minderungswirkung zu erzielen. Die Stoffstrombilanz sollte sich vielmehr am Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung orientieren. Diese sieht vor, im Durchschnitt in Deutschland maximal einen Überschuss von 70

Kilogramm pro Hektar zu erreichen. Umgesetzt auf betrieblicher Ebene werden daher maximal 120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar als betrieblicher Überschuss empfohlen. Zusätzlich sollte in Abhängigkeit der Versorgung des Bodens ein maximaler Phosphor-Überschuss definiert und gesetzlich vorgeschrieben werden. Mit einer umfassenden Beratung und gezielten Kontrollen muss das Ordnungsrecht zudem besser umgesetzt werden.

Über das Ordnungsrecht hinausgehende freiwillige Maßnahmen können die Nährstoffüberschüsse weiter senken und sind notwendig, um die deutschen Umwelt- und Klimaziele zu erreichen. Diese Maßnahmen könnten über Agrarumweltprogramme gefördert oder innerhalb von Trinkwasserschutz-Kooperationen genutzt werden. Die freiwilligen Maßnahmen betreffen die Bereiche Wirtschaftsdüngermanagement und Düngung (zum Beispiel Reduktion von Mineraldünger, genauere Stickstoffbestimmung und spezifischere Düngung), pflanzenbauliche Maßnahmen (wie weite Fruchtfolgen und schonende Bodenbearbeitung), organisatorische und verwaltungstechnische Maßnahmen (etwa eine bessere Dokumentation der Stickstoff-Überschüsse und Stoffströme) sowie weitere Maßnahmen von staatlicher oder institutioneller Seite (unter anderem kostenlose Düngeberatung, Kooperationsmodelle der Wasserversorgung mit Landwirtschaftsbetrieben).

Als weitere wichtige Maßnahme ist schrittweise eine verstärkte Bindung des Tierbestandes an die landwirtschaftliche Fläche anzustreben. So kann der Nährstoffanfall regional verwertet werden. Die für die Besatzdichte oft verwendete Angabe „Großvieheinheit“ kann in Abhängigkeit von Tierart, Tierkategorie, Rasse und Haltungsform zu unterschiedlich hohem Nährstoffanfall führen. Daher sollte neben einer Obergrenze für die Besatzdichte auch der betriebliche Nährstoffanfall berücksichtigt werden. Dieser sollte nicht höher sein als die aktuell in der Düngeverordnung vorgesehenen maximalen 170 Kilogramm Stickstoff pro Hektar, damit die Wirtschaftsdünger ohne größere Verluste effizient ausgebracht werden können. Eine Differenzierung zwischen den maximalen Ausbringungsmengen auf Grünland und auf Ackerland wird empfohlen.

Um die Probleme der hohen regionalen Nährstoffüberschüsse kurzfristig anzugehen, sollte der Transfer von Wirtschaftsdüngern von intensiven Tierhaltungsregionen in stärker ackerbaulich genutzte Gebiete verstärkt werden. Dafür müssen die Wirtschaftsdünger aufbereitet werden, um sie transportwürdiger zu machen. Dies kann über eine Separation in eine feste und flüssige Phase, Trocknung der Feststoffe bis hin zur Vollaufbereitung geschehen. Damit wird auch eine gezieltere Phosphordüngung erleichtert, da die Variabilität des Phosphorgehalts verringert wird. Ein weiterer Vorteil ist die geringere Gefahr von Havarien, die bei der Lagerung von großen Mengen von Gülle auftreten können. Eine Aufbereitung der Wirtschaftsdünger kann auch mit der energetischen Verwertung in Biogasanlagen kombiniert werden.

Minderung von Ammoniak-Emissionen

Ammoniak-Emissionen und andere Luftschadstoffe sind durch verschiedene Umweltgesetzgebungen auf nationaler und EU-Ebene reguliert. Deutschland muss die Ammoniak-Emission gegenüber 2005 bis zum Jahr 2030 um 29 Prozent verringern. Daher wird der Betrieb großer Tierhaltungsanlagen in Deutschland nach der Industrieemissionsrichtlinie genehmigt, und es müssen sogenannte „Beste verfügbare Techniken“ zur Minderung von Luftschadstoff-Emissionen eingesetzt werden. Diese umfassen Maßnahmen in den Bereichen Nährstoffmanagement (unter anderem Stickstoff- und Phosphor-reduzierte Fütterung), Futterbereitstellung (Mahlen, Mischen und Lagerung), Haltung und Aufzucht von Nutztieren (zum Beispiel Abluftreinigung bei zwangsgelüfteten Ställen), Sammeln und Lagerung von Wirtschaftsdünger (etwa Güllelager abdecken) sowie Aufbereitung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger (möglichst direkte Einarbeitung in den Boden, beispielsweise mit Güllegrubber).

Minderung von Treibhausgasen

Nach dem Bundes-Klimaschutzgesetz von 2020 muss der landwirtschaftliche Sektor seine Emissionen bis 2030 um ungefähr 12 Millionen Tonnen auf 58 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente jährlich reduzieren. Im Rahmen des Klimaschutzprogramms 2030 hat das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) auch Minderungsmaßnahmen vorgeschlagen, die sich auf die Tierhaltung beziehen. Hierbei gibt es große Schnittmengen zu den Maßnahmen zur Minderung von Nährstoffüberschüssen, wie zum Beispiel die Verbesserung der Stickstoffeffizienz durch die novellierte Düngeverordnung, und zu den Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak-Emissionen, wie die Abdeckung von Güllelagern, die auf 70 Prozent der Güllelager ausgedehnt werden soll. Letztere ist jedoch eine teure Maßnahme, deren technische Umsetzung noch besser untersucht werden muss.

Ferner soll die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogas-Anlagen gestärkt werden. In Deutschland wäre eine Verdoppelung der bisherigen Kapazitäten möglich, wodurch bis zu 60 Prozent des gesamten Wirtschaftsdüngers vergoren werden könnten. Dafür ist ein gut durchdachtes, ökonomisch attraktives und austariertes Anreizsystem notwendig, außerdem müssen Hemmnisse in bestehenden Gesetzen und Verordnungen abgebaut werden. Diese Maßnahme ist nur sinnvoll, wenn keine zusätzlichen Transporte von Wirtschaftsdüngern stattfinden, keine stärkere Konzentration von Nutztierbeständen gefördert wird und keine zusätzlichen Energiepflanzen für die Vergärung angebaut werden.

Weitere Maßnahmen des Klimaschutzprogramms beziehen sich auf die Züchtung und Fütterung. Viele dieser Maßnahmen befinden sich jedoch erst in der Entwicklung. Daher ist unklar, ob sie sicher, wirksam und praktikabel sind.

Auch die Flächenbindung der Tierhaltung auf 2 Großvieheinheiten pro Hektar auf Betriebsebene wird als Maßnahme vorgeschlagen, in diesem Fall um die Tierbestände insgesamt zu verringern. Diese Maßnahme hätte viele Synergien zu anderen Minderungszielen, müsste aber, wie bei den Nährstoffüberschüssen, neben einer Obergrenze für die Besatzdichte auch den betrieblichen Nährstoffanfall berücksichtigen. Der Stickstoffanfall von 2 Großvieheinheiten kann, je nach Tierart, Tierkategorie, Rasse und Haltungsform umgerechnet, bereits für die gesetzlich erlaubte Menge zu viel sein.

Minderung von Tierarzneimittel-Einträgen

Für Tierarzneimittel gibt es kein konkretes Minderungsziel, das eingehalten werden muss. Aus Vorsorgegründen sollte aber trotzdem die aktuelle Menge von umweltschädlichen und potenziell gesundheitsschädlichen Einträgen verringert werden. Im Sinne des „One-Health“-Ansatzes müssen hier Tiermedizin, Agrarwissenschaft, Gesetzgebung und landwirtschaftliche Praxis eng zusammenarbeiten. Zu den möglichen regulatorischen Maßnahmen für Tierarzneimittel gehört die Einführung einer umfassenden Umweltbewertung auch für bereits zugelassene Altwirkstoffe. Dabei sollten persistente, bioakkumulierende (sich in Organismen anreichernde), toxische, beziehungsweise sehr persistente, sehr bioakkumulierende Wirkstoffe gar nicht mehr erlaubt sein.

Die Abgabemengen von Antibiotika und die Anwendungsmengen bei Masttieren werden zwar inzwischen in Deutschland erfasst. Dieses Erfassungssystem sollte aber unbedingt ausgeweitet werden auf alle Wirkstoffgruppen und alle Tierarten. Nur wenn diese Daten bekannt sind, können daran die Maßnahmen zur Verringerung der Einträge angepasst werden.

Ein weiterer Vorschlag ist die Aufnahme eines Grenzwertes für Antibiotika in der Trinkwasserverordnung. Dieser sollte ähnlich dem für Pflanzenschutzmittel bei 0,1 Mikrogramm pro Liter liegen.

Weitere freiwillige Maßnahmen bestehen im Bereich Kommunikation und Ausbildung, um Beschäftigte in der landwirtschaftlichen und veterinärmedizinischen Praxis für die Problematik zu sensibilisieren, in der Verbesserung der Tiergesundheit, um weniger Tierarzneimittel einsetzen zu müssen und in der Behandlung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, so dass darin enthaltene Wirkstoffe schneller abgebaut und unschädlich gemacht werden.

Es besteht außerdem noch Forschungsbedarf zu den Langzeitwirkungen von Tierarzneimitteln auf die Keimflora von Ställen, Luft und Boden sowie deren natürliche Besiedelung von Menschen und Tieren.

Minderung von Biozid-Einträgen

Lange Zeit waren Biozidprodukte wenig reguliert und noch immer sind nicht alle derzeit erhältlichen Produkte auf ihre Umweltverträglichkeit und gesundheitliche Unbedenklichkeit behördlich überprüft. Biozidprodukte mit einer Zulassungsnummer „DE-20(Zulassungsjahr)“ haben in der Regel ein akzeptables Umweltrisiko bei der Verwendung und sollten anderen vorgezogen werden. Die wichtigste Maßnahme um Biozid-Einträge in die Umwelt zu verringern, ist die sorgfältige Anwendung, das beinhaltet das Beachten der Anwendungsbestimmungen. Darüber hinaus sollte so wenig wie möglich von einem Produkt oder gleich eine alternative Methode eingesetzt werden. Biozide sollten in die Richtlinie 2009/128/EG über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden aufgenommen werden, der bisher nur für Pflanzenschutzmittel angewendet wird. Wie bei Tierarzneimitteln ist auch bei Bioziden ein umfassendes Monitoring-System nötig, um Abgabe- und Einsatzmengen zu erfassen und damit eine Datengrundlage für eine Verringerung dieser Produkte zu schaffen.

Vorbeugende Maßnahmen sind, ähnlich wie bei Tierarzneimitteln, die Verbesserung der Tiergesundheit und eine saubere Haltungsumgebung. Auch bei der Bauplanung sollte bereits auf glatte Oberflächen, leicht zu reinigende Einrichtungen, Zugangsbegrenzungen und eine optimierte Wegeführung geachtet werden.

Forschungsbedarf besteht bei den Umweltwirkungen vieler Produkte und bei den sogenannten Desinfektionsnebenprodukten, die als Abbauprodukte von Desinfektionsmitteln auftreten und unter Umständen sogar gefährlicher sind als die Ausgangsstoffe.

Exkurs: Tierwohl und Umweltschutz

Umwelt und Tierwohl sind wichtige Schutzgüter, deren Beachtung mehr und mehr von der Gesellschaft eingefordert wird. Sie dürfen nicht gegeneinander ausgespielt oder priorisiert werden, nur um nötige Anstrengungen bei der Verbesserung des anderen Schutzgutes zu vermeiden.

Neben der konsequenten Durchsetzung und Kontrolle der Tierschutzgesetzgebung kann von staatlicher Seite Tierwohl besonders gefördert werden. Dafür wurde eine freiwillige, zweistufige staatliche Tierwohl-Kennzeichnung für Fleisch entworfen. Diese könnte positive Auswirkungen auf das Tierwohl haben und damit zur Verringerung der negativen Umweltwirkung der Tierhaltung beitragen, da gesündere Tiere weniger Tierarzneimittel brauchen und länger produktiv sind. Allerdings sind einige der bisherigen für die Schweinehaltung vorgeschlagenen Kriterien in der Einstiegsstufe zu schwach, um das Tierwohls merklich zu verbessern. Auch sollte die Kennzeichnung verpflichtend werden und auf EU-Ebene ausgedehnt werden sowie auch für Legehennen und Milchkühe gelten, damit nicht nur die Schweine- und Geflügelfleischproduktion tiergerechter und nachhaltiger wird, sondern das gesamte Nutztierhaltungssystem. Zusätzlich empfiehlt eine Fachkommission des BMEL eine staatliche Tierwohlprämie.

Die oft erwähnten Zielkonflikte zwischen Tierwohl und Umweltschutz sind in der Realität nicht so groß: Es gibt technische Lösungen und die Möglichkeit, solche Effekte durch ein angepasstes Management des Haltungssystems zu vermeiden oder zumindest deutlich zu verringern. Diese Lösungen beinhalten zum Beispiel angepasste Stallsysteme und ein optimiertes Weidemanagement. Sie müssen weiter erforscht und gefördert werden.

Bewertung und Schlussfolgerungen zu den verfahrenstechnischen Umweltschutzmaßnahmen

Ob noch weiterer Anpassungsbedarf bei der Düngeverordnung besteht, wird sich erst im Laufe der Zeit zeigen. Deutlich wird jedoch bereits jetzt, dass die Stoffstrombilanzverordnung wesentlich ambitionierter ausgestaltet werden muss, um Wirkung zu entfalten. Insgesamt müssen ordnungsrechtliche Vorgaben konsequenter umgesetzt und vollzogen werden. Die Einhaltung von Umwelt- und Klimaschutzzielen im Bereich der Nährstoffüberschüsse hängt zum großen Teil auch davon ab, in wie weit zusätzliche, freiwillige Maßnahmen umgesetzt werden.

Die in Deutschland möglichen Minderungsmaßnahmen für Ammoniak wurden im Nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesregierung zusammengefasst. Darin wird auch das Minderungspotenzial der vorgeschlagenen Maßnahmen berechnet und mit 133 Kilotonnen Ammoniak pro Jahr beziffert. Damit kann zumindest rein rechnerisch bis zum Jahr 2030 das Minderungsziel für Ammoniak der NEC-Richtlinie eingehalten werden. Allerdings müssen dafür alle miteinbezogenen Maßnahmen ausnahmslos umgesetzt werden.

Die Treibhausgas-Emissionen können durch die bisher geplanten Maßnahmen nicht so weit verringert werden, dass das verbindliche Klimaziel eingehalten werden kann – es verbleibt eine rechnerische Lücke von ungefähr 6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten. Das Potenzial technischer Maßnahmen ist in diesem Bereich begrenzt. Stattdessen werden hier strukturelle Maßnahmen benötigt, die auf einen Ab- und Umbau der Tierhaltung bei gleichzeitiger Änderung des Konsumverhaltens hin zu weniger tierischen Produkten abzielen.

Bei Tierarzneimittel und Bioziden gibt es kein konkretes Minderungsziel für Umwelteinträge oder Gesundheitsgefährdung. Es ist darüber hinaus unklar, ob mit den bereits gesetzlich vorgeschriebenen und den möglichen freiwilligen Maßnahmen zur Verringerung von Tierarzneimitteln und Bioziden ein akzeptables Maß erreicht oder eingehalten werden kann.

Es gibt eine Fülle von verfahrenstechnischen Maßnahmen und solchen zur besseren Verteilung von Nutztieren und Wirtschaftsdüngern, mit denen Nährstoffüberschüsse, Einträge von Tierarzneimitteln und Bioziden, Ammoniak- sowie Treibhausgas-Emissionen verringert werden können. Einige sind bereits praxisreif, andere bedürfen noch verstärkter Forschung und Entwicklung oder sind sehr kostenintensiv. Die Minderungswirkung von Maßnahmen im Bereich Treibhausgase und Ammoniak wurde quantitativ berechnet, während die Maßnahmen im Bereich Nährstoffüberschüsse, Tierarzneimittel und Biozide nur qualitativ betrachtet werden können. Insgesamt zeichnet sich ab, dass es mit dem aktuellen Produktionssystem in Deutschland nicht möglich sein wird, die negativen Auswirkungen der Nutztierhaltung deutlich und wirksam zu verringern und die Umwelt- und Klimaziele einzuhalten.

Daher ist es wichtig, weitere Minderungsmöglichkeiten zu etablieren. Eine solche Strategie sollte darauf abzielen, das gesamte Produktionssystem dahingehend umzubauen, dass die Tierhaltung enger an die landwirtschaftliche Fläche gebunden wird und dass insgesamt weniger Tiere gehalten werden.

Verringerung von Erzeugung und Konsum tierischer Produkte

Verfahrenstechnische Maßnahmen und eine bessere regionale Verteilung von Nutztieren alleine können nicht die Umweltwirkungen der Nutztierhaltung lösen. Daher ist eine Reduktion der Tierbestände erforderlich. Dies betrifft zum einen die steigende Belegung von Agrarflächen

durch die global wachsende Nachfrage nach tierischen Produkten. Es werden weltweit insgesamt 83 Prozent der Agrarflächen für die Erzeugung von tierischen Produkten genutzt, wobei diese lediglich 37 Prozent der konsumierten Proteine und nur 18 Prozent der Kalorien liefern. Zum anderen können Treibhausgas-Emissionen, besonders von Wiederkäuern, auf andere Weise nicht genügend verringert werden, um das international vereinbarte Ziel, die Erderwärmung auf 1,5 Grad zu begrenzen, noch einzuhalten.

Darüber hinaus hätte eine Verringerung der Tierbestände und ein geringerer Konsum von tierischen Produkten, ergänzend zu den verfahrenstechnischen Verbesserungen in der Tierhaltung, zahlreiche weitere Vorteile für Deutschland: Entlastung von Stickstoff- und Phosphorkreisläufen, die Ermöglichung einer stärkeren Flächenbindung, mehr Tierwohl und Tiergesundheit durch ein größeres Platzangebot, mehr Auslauf und Weidehaltung, die Verringerung des Risikos der Entstehung von Zoonosen durch extensivere Produktionsweisen sowie individuelle und gesellschaftliche Vorteile einer gesünderen, stärker pflanzenbasierten Ernährungsweise. In Betrachtung der globalen Zusammenhänge ergäben sich dadurch insgesamt auch eine gerechtere Nutzung der globalen ökologischen Gemeingüter und ein potenzieller Beitrag zur Linderung der Hungerproblematik in anderen Ländern.

Bei diesem Ansatz ist es wichtig, dass sowohl die Nutztierhaltung als auch der Konsum tierischer Lebensmittel reduziert werden, um Verlagerungseffekte zu vermeiden. Sowohl für die Nutztierhaltung als auch für den Konsum tierischer Lebensmittel müssen die Ziele für die Festlegung politischer Maßnahmen zunächst konkretisiert werden. Dabei sollten Ziel- und Interessenskonflikte von einer großen Bandbreite an Fachleuten und Akteuren in einem gut strukturierten, politischen Prozess diskutiert und abgewogen werden. Dies gilt auch für die darauf aufbauende Entwicklung einer politischen Strategie zur Erreichung der Ziele.

Eine deutliche Reduktion des Anteils tierischer Lebensmittel sollte ein Kernelement einer Veränderung des Ernährungssystems in Richtung gesünderer und umweltverträglicherer Wirtschafts- und Lebensweisen sein. Dafür benötigt es eine Veränderung der ökonomischen Rahmenbedingungen. Mit ökonomischen Instrumenten wie zum Beispiel der Reduktion des Mehrwertsteuersatzes, Veränderungen in der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU und dem Abbau umweltschädlicher Subventionen können förderlichere Rahmenbedingungen gesetzt werden. Ferner ist eine verbesserte Bildung und Aufklärung über nachhaltige und gesunde Ernährung ein zentraler, wenn auch nicht hinreichender Beitrag in der Erschaffung eines nachhaltigeren Ernährungssystems.

Tiefgreifende Veränderungen sind aber auch darauf angewiesen, dass sie von der Gesellschaft getragen und verstärkt werden. Daher sollten die Bedingungen für gesellschaftliche Nischen, in denen Innovationen für stärker pflanzenbasierte Ernährungsweisen entwickelt und erprobt werden, gezielt verbessert werden. Es besteht ein Bedarf an Innovationen insbesondere für ressourcenschonende, erschwingliche und gut in die alltägliche Konsumpraxis integrierbare Proteinalternativen wie Algen, Pilze, Insekten oder auch die zelluläre Landwirtschaft mit Fleisch und Milch aus dem Labor.

Fazit

Es sind weitreichende Veränderungen nötig, um die Landwirtschaft und besonders die Tierhaltung ökologisch verträglich umzubauen und nachhaltiger zu gestalten. Zwei Vorgehensweisen sind hierfür sinnvoll: die verfahrenstechnischen Prozesse und die Agrarstruktur optimieren sowie Produktion und Konsum tierischer Produkte verringern.

Eine Transformation zu einem nachhaltigeren Ernährungssystem mit geringeren Umweltauswirkungen und stärker pflanzenbasierten Ernährungsweisen ist ein langfristiger Prozess mit vielen Unsicherheiten und offenen Fragen, beispielsweise zu der genauen

Ausgestaltung von umwelt- und klimafreundlichen Ernährungsempfehlungen oder bei der Frage, welche Nutztierarten prioritär verringert werden sollten. Die aktuelle Situation erfordert jedoch ein schnelles Handeln, um die Umwelt- und Klimaziele noch einhalten zu können. Es braucht also eine Mischung von sofort wirksamen verfahrenstechnischen Maßnahmen, eine bessere räumliche Verteilung von Nutztierbeständen und ihrer Wirtschaftsdünger sowie Maßnahmen zur Verringerung von Produktion und Konsum. Dabei ist es wichtig, dass die verschiedenen Maßnahmen gut aufeinander abgestimmt sind und sich gegenseitig ergänzen. Auch sollte der Transformationsprozess in Produktion und Konsum parallel stattfinden, um Verlagerungseffekten vorzubeugen. Letztendlich benötigt es dafür aber auch den politischen Willen, die nötigen Änderungen vorzunehmen und eine Transformation des Nutztiersektors einzuleiten.

1. Einleitung

Die Nutztierhaltung hat weltweit eine lange Tradition. Auch in Deutschland ist sie ein wichtiger Wirtschaftszweig mit vielfältigem Nutzen und positiven Nebeneffekten: Tierische Lebensmittel liefern hochwertiges Protein sowie wichtige Vitamine, Mineralstoffe und Spurenelemente für die menschliche Ernährung. Zudem sind tierische Produkte wie Leder für Schuhe, Wolle für Kleidung oder Wollfett als Kosmetikprodukt weit verbreitet. Insbesondere in der ökologischen Landwirtschaft sind die Nutztiere ein essentieller Bestandteil der Kreislaufwirtschaft, da Acker- und Grünland hauptsächlich mit tierischen Exkrementen gedüngt werden und Mineraldünger nicht eingesetzt werden dürfen. Bedeutsam ist auch die Vielfalt an – zum Teil vom Aussterben bedrohten – Nutztierarten und -rassen, die ein Teil der zu schützenden Biodiversität der Erde (Agrobiodiversität) sind. Hinzu kommt, dass die heutige Kulturlandschaft ohne Beweidung durch Rinder, Pferde, Schafe und Ziegen an Artenvielfalt und Attraktivität verlieren würde. Die Nutztierhaltung hat zudem eine kulturelle Dimension: Die Beschäftigung im Nutztiersektor kann ein Teil der eigenen Identität, Tradition und Kultur sein, besonders in Nischenproduktionszweigen (zum Beispiel Almwirtschaft oder Wanderschafhaltung).

Die Haltung von Nutztieren, die Erzeugung und der Konsum von tierischen Lebensmitteln werden aktuell kontrovers diskutiert. Grund dafür ist, dass die Art und das Ausmaß wie Nutztiere gehalten und tierische Produkte konsumiert werden, große Auswirkungen auf das Klima, die Umwelt und die menschliche Gesundheit haben. Deutschland hat sich zur Einhaltung von Klima- und Umweltzielen verpflichtet. Um diese auch im Sektor Landwirtschaft zu erreichen, sind erhebliche Anstrengungen erforderlich. Aber nicht nur in Deutschland, sondern auch weltweit existieren Bestrebungen, die negativen Auswirkungen der aktuellen Ernährungssysteme zu verringern.

Die intensive Nutztierhaltung in Deutschland basiert auf einem erheblichen Einsatz an Energie, Nährstoffen und anderen Ressourcen und produziert auf hohem qualitativem und quantitativem Niveau. Zusammen mit dem aktuellen Konsumniveau von tierischen Lebensmitteln ist dieses Landwirtschafts- und Ernährungssystem jedoch nicht nachhaltig. Auch aus diesen Gründen entwickelte sich in den letzten Jahren eine breite gesellschaftliche Debatte um verschiedene Tierwohl-Aspekte.

Lösungen für die sehr vielschichtigen Probleme der Landwirtschaft und der Nutztierhaltung im Speziellen sind nicht einfach. Die Nutztierhaltung umfasst viele Bereiche, die miteinander in Wechselwirkung stehen. Daher wird für diese Veröffentlichung das gesamte Produktionssystem in den Blick genommen. Zu diesem Produktionssystem gehören das Tier mit seinem genetischen Potenzial für Leistung und Gesundheit und die Futtermittel, die auf Acker- und Grünlandflächen im In- und Ausland wachsen und unter Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln angebaut werden. Bei der Tierhaltung als solche kommen zudem Tierarzneimittel und Biozide zum Einsatz. Am Ende der Kette werden die anfallenden tierischen Exkremente gelagert und als Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht.

Neben der Produktion spielt auch der Konsum eine entscheidende Rolle in diesem Gesamtsystem: Die Konsummenge und die Anforderungen an die Qualität der tierischen Erzeugnisse wie Milch, Fleisch und Eier und deren Verarbeitungsprodukte bestimmen die Produktionsbedingungen mit. Hinzu kommt die Einbindung in den europäischen und weltweiten Handel mit einem hohen Anteil an Im- und Exporten tierischer Produkte.

Daher ist es das Ziel dieser Veröffentlichung, Maßnahmen für die Verringerung der negativen Umweltwirkungen der Nutztierhaltung vorzustellen und zu bewerten, ihre Zielkonflikte und Synergien aufzudecken und damit Wege aufzuzeigen, wie die Transformation des Ernährungssystems angestoßen werden kann.

2. Nutztierhaltung und Konsum tierischer Erzeugnisse in Deutschland

2.1. Strukturdaten der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung in Deutschland

Zusammenfassung

Die deutsche Landwirtschaft hat sich seit Mitte des letzten Jahrhunderts grundsätzlich verändert: Aus einer kleinteiligen und arbeitsintensiven Landwirtschaft hat sich ein hochmechanisierter, technisierter, rationalisierter und arbeitsteiliger Wirtschaftssektor entwickelt. Im Tierhaltungsbereich konzentrieren sich heute die meisten landwirtschaftlichen Betriebe auf einzelne Tierarten, Produktionsrichtungen und -zweige. Die Aufzucht von Jungtieren, Produktion von Eiern oder Milch und die Mast finden häufig voneinander getrennt in spezialisierten Betrieben statt. Viele Futtermittel werden nicht mehr auf betriebseigenen Flächen angebaut, sondern von spezialisierten Futterbaubetrieben zugekauft. Die Tierhaltung konzentriert sich in einigen Regionen besonders stark.

In Deutschland bewirtschaften immer weniger landwirtschaftliche Betriebe immer größere Produktionseinheiten. Dieser Trend ist in der Nutztierhaltung besonders weit fortgeschritten.

Deutschland gehört zu den vier größten Erzeugern von Lebensmitteln und landwirtschaftlichen Rohstoffen in der Europäischen Union. Eine wichtige Säule der deutschen Landwirtschaft ist die Nutztierhaltung: Im Vergleich zu anderen europäischen Ländern wird in Deutschland die meiste Milch und das meiste Schweinefleisch erzeugt. Auf knapp 60 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands wachsen Futtermittel, zum Beispiel Gras, Mais oder Weizen, um die über 200 Millionen Nutztiere zu ernähren. Eiweißreiche Futtermittel (zum Beispiel Soja) werden allerdings zum großen Teil aus dem Ausland importiert. Ein großer Teil der inländischen Produktion von Fleisch und Milch geht in den Export.

Für den Ökologischen Landbau sind Nutztiere ein unverzichtbarer Bestandteil eines möglichst geschlossenen Nährstoffkreislaufes auf dem Betrieb. Der Anteil ökologisch gehaltener Nutztiere ist in Deutschland immer noch gering.

Über 200 Millionen Kubikmeter Gülle, davon etwa die Hälfte Rindergülle, werden auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht. Dabei kommen verschiedene Techniken zum Einsatz, die unterschiedlich umweltfreundlich sind.

2.1.1. Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutztierbestände

Da die Tierbestände in Deutschland nicht für alle Tierarten in jedem Jahr und zum gleichen Stichtag erhoben werden, können keine stichtagsbezogenen Gesamtbestandsdaten angegeben werden. Zuletzt lagen für das Jahr 2016 für alle Nutztierarten Bestandsinformationen vor.

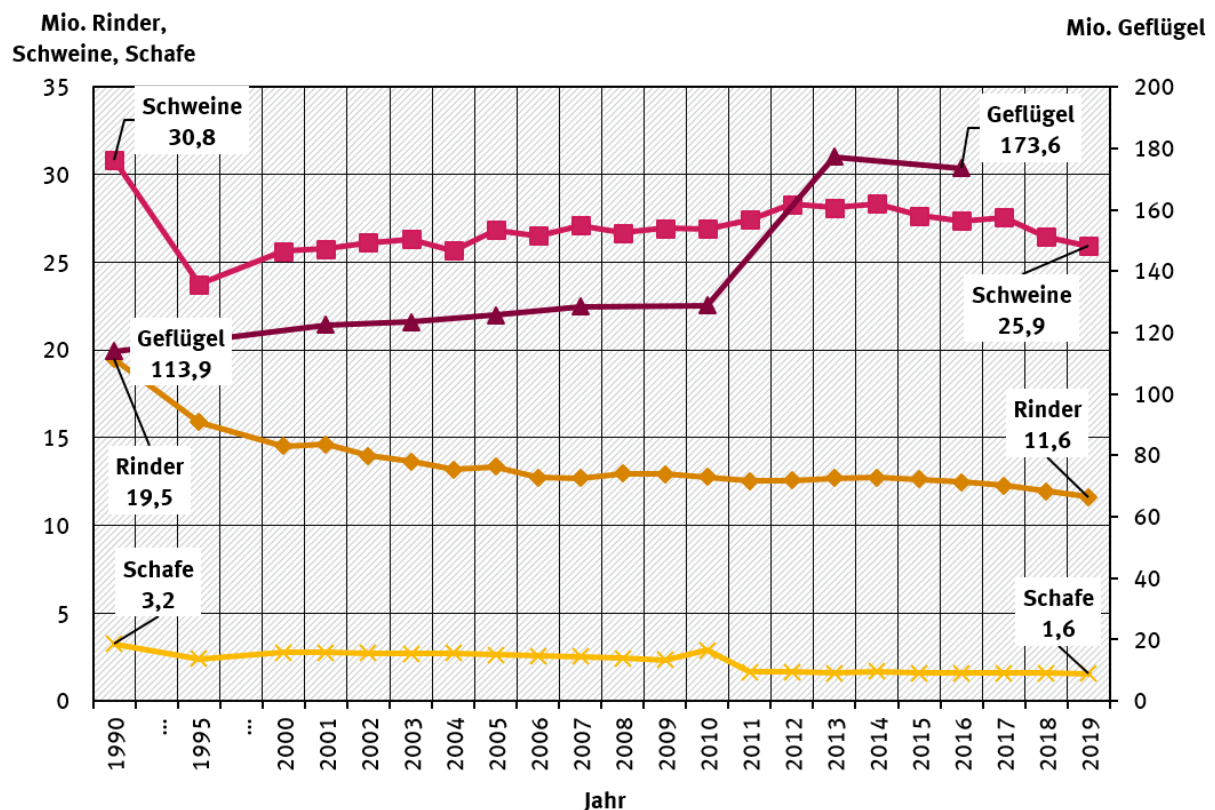
Im Jahr 2016 gab es insgesamt über 210 Millionen Nutztiere in Deutschland. Mit circa 170 Millionen Tieren dominiert das Geflügel, gefolgt von Schweinen mit rund 27 Millionen Tieren und Rindern mit 12,5 Millionen Tieren. Die Schafhaltung (1,6 Millionen) und weitere Tierarten spielen nur eine untergeordnete Rolle (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2020a).

In den einzelnen Tierkategorien entwickelten sich die Tierzahlen seit der Wiedervereinigung Deutschlands sehr unterschiedlich (Abbildung 1). Nachdem insbesondere in den neuen Bundesländern die Rinder- und Schweinebestände vor allem bis 1995 deutlich abgenommen

hatten, sank in den letzten 20 Jahren der Rinderbestand stetig weiter. Die Schweinebestände stiegen nach 1995 wieder teilweise an, seit 2014 sinkt die Anzahl gehaltener Schweine in Deutschland wieder. Der Geflügelbestand stieg vor allem zwischen 2010 und 2013 stark an und liegt heute deutlich über dem Wert von 1990 (BMEL 2020a).

Umfangreiche Informationen über die zeitliche Entwicklung der Nutztierbestände in Deutschland bieten die Statistischen Jahrbücher für Ernährung und Landwirtschaft¹ und die Online-Datenbank des Statistischen Bundesamtes (Genesis Online)².

Abbildung 1: Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutztierbestände in Deutschland 1990-2019



Quelle: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2020a

2.1.2. Entwicklung der Betriebsstruktur landwirtschaftlicher Nutztierhaltungen

In Deutschland wurden bei der Agrarstrukturerhebung 2016 insgesamt rund 275.000 landwirtschaftliche Betriebe gezählt (BMEL 2020b), davon waren 185.200 Tierhaltungsbetriebe (BMEL 2020c). In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten nahm die Zahl der Betriebe in allen Kategorien ab. Vor allem kleinere Betriebe verschwanden (BMEL 2020b). Gleichzeitig nahm die durchschnittliche Anzahl gehaltener Tiere pro Betrieb zu (eigene Berechnung nach Statistisches Bundesamt (Destatis) 2020a). Gründe hierfür sind die zunehmende Industrialisierung der Landwirtschaft, gestiegene Kosten für Boden und Personal und die Abwanderung von Arbeitskräften. Für viele kleinere und vor allem gemischte Betriebe (Pflanzenbau kombiniert mit Tierhaltung) wurde die Produktion zunehmend unrentabel.

¹ <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistisches-jahrbuch/> (Stand: 05.02.2021)

² <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online> (Stand: 05.02.2021).

Die Anzahl rinderhaltender Betriebe in Deutschland sank zwischen den Jahren 2000 und 2019 um 40 Prozent (BMEL 2020d). Die Anzahl gehaltener Rinder ging im gleichen Zeitraum jedoch nur um 19 Prozent zurück (eigene Berechnungen nach Destatis 2020b).

Zwischen den Jahren 2000 bis 2019 nahm die Anzahl schweinehaltender Betriebe um 83 Prozent ab (BMEL 2020d), die Zahl insgesamt gehaltener Schweine blieb aber nahezu gleich (Destatis 2020b) - schweinehaltende Betriebe sind in Deutschland also deutlich gewachsen. Gegenwärtig sind der Schweinebestand und die Zahl der schweinehaltenden Betriebe allerdings rückläufig: im Mai 2020 wurden in Deutschland 25,5 Millionen Schweine gehalten, was einen Rückgang zum Mai 2019 um 1,8 Prozent oder circa 480.000 Schweine bedeutet (Destatis 2020c). Auch die Anzahl schweinehaltender Betriebe sank zuletzt um 5,6 Prozent auf 20.400 (BMEL 2020d).

Noch drastischer als in der Schweinefleischproduktion entwickelte sich die Konzentration der Betriebe in der Geflügelhaltung, wovon Legehennen und Masthühner den größten Teil ausmachen. Zwischen 1999 und 2016 verschwanden etwa 60 Prozent der hühnerhaltenden Betriebe (BMEL 2020d), die Anzahl der in Deutschland gehaltenen Hühner (Legehennen und Masthühner) stieg aber gleichzeitig um etwa 47 Prozent (Destatis 2020a).

Umfangreiche Informationen über die Entwicklung der Strukturen tierhaltender Betriebe bieten die Statistischen Jahrbücher für Ernährung und Landwirtschaft³ und die Online-Datenbank des Statistischen Bundesamtes (Genesis Online)⁴.

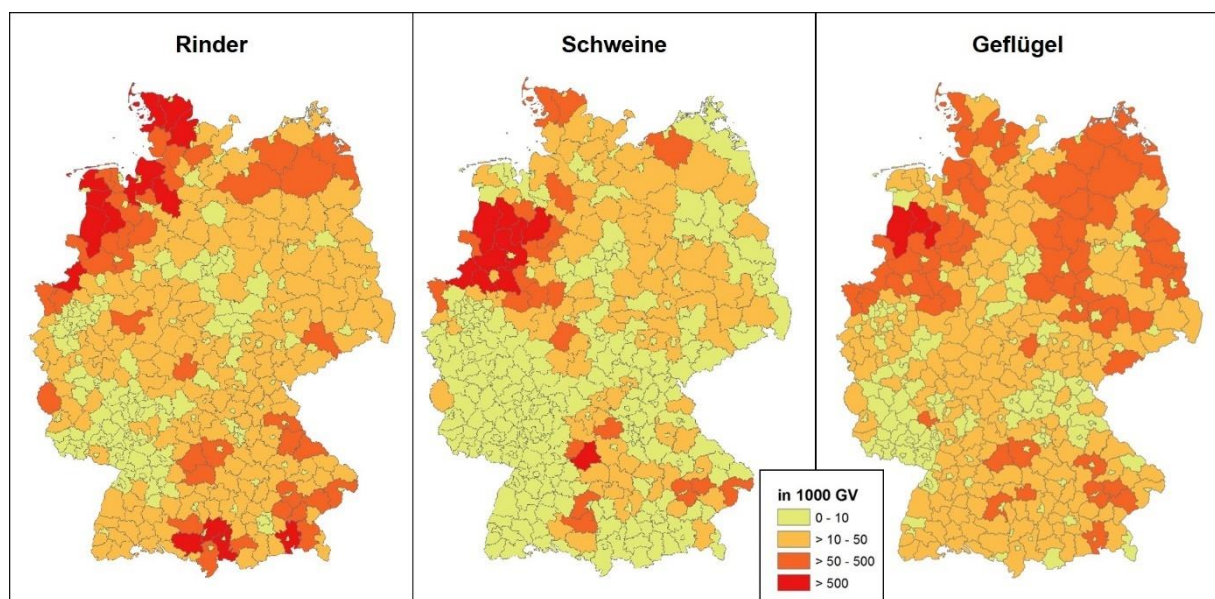
2.1.3. Regionale Verteilung der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung

Die Nutztierhaltung in Deutschland ist stark regional konzentriert. Die Rinderhaltung (Abbildung 2) ist traditionell auf den Grünlandstandorten im Nordwesten der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, im Süden, im Alpen- und im Voralpenraum sowie in einigen ostdeutschen Gebieten, zum Beispiel in Mecklenburg-Vorpommern vertreten. In diesen Gebieten nehmen regional die Viehdichten auch in der Milchviehhaltung weiter zu. Die Schweinefleischproduktion ist ebenso im Nordwesten Deutschlands konzentriert, in den Ländern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen und im Süden der Republik in einigen Landkreisen Bayerns und Baden-Württembergs. Die Landkreise mit besonders hohem Geflügelbestand liegen in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Zum Teil gründet sich diese Verteilung auf Standortfaktoren wie der Nähe zu Seehäfen und Schifffahrtswegen, über die Futtermittelimporte ankommen und der Nähe zu großen Absatzmärkten wie städtischen Agglomerationen. Diese Ungleichverteilung der Tierbestände führt dazu, dass regional viele Nährstoffe über organischen Dünger anfallen und lokal hohe Emissionen von Schadstoffen entstehen können (siehe Kapitel 3).

³ <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistisches-jahrbuch/> (Stand: 05.02.2021)

⁴ <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online> (Stand: 05.02.2021)

Abbildung 2: Regionale Verteilung der Nutztierhaltung in Deutschland (2016)



GV = Großvieheinheit

Quelle: Umweltbundesamt (UBA), eigene Berechnungen auf Grundlage von Daten des Johann Heinrich von Thünen-Institutes sowie der Statistischen Ämter der Länder und des Bundes

2.1.4. Futtererzeugung und Futtermittelimport

Nach Berechnungen des Statistischen Bundesamtes wurde im Jahr 2017 etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands landwirtschaftlich genutzt, das sind circa 16,7 Millionen Hektar. Auf fast 9,5 Millionen Hektar (56,7 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche) wurden Futtermittel für die Nutztierhaltung angebaut. Etwa die Hälfte der Anbauflächen für Tierfuttermittel (5,1 Millionen Hektar) wird als Dauergrünland genutzt, um strukturreiches Grundfutter für Wiederkäuer (Rinder, Schafe, Ziegen) zu erzeugen (Destatis 2019a). Dieses Grundfutter besteht aus Rau- und Grünfuttermitteln für die Weidehaltung, für die Ernte von Schnittgras und für die Grassilage- und Heuerzeugung.

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland etwa 132,5 Millionen Tonnen Futtermittel verbraucht (Destatis 2019a). Davon wurden rund 119,5 Millionen Tonnen im Inland erzeugt (ungefähr 90 Prozent). Von den im Inland erzeugten Futtermitteln waren rund 20 Millionen Tonnen Getreide und 5,4 Millionen Tonnen Kraftfutter. Weiterhin wurden 2017 in Deutschland rund 87 Millionen Tonnen Grünfutter erzeugt, davon war der Großteil mit etwa 50 Millionen Tonnen Silomais, der auf dem Acker angebaut wird.

Der inländische Futterbau liefert einen Großteil des für die Ernährung von Rindern benötigten strukturreichen Grundfutters wie Gras- und Maissilage. Weiterhin deckt die heimische Landwirtschaft mit Getreide und Mais einen großen Teil des Kohlenhydratbedarfs der Nutztiere. Eine andere wichtige Futtermittelkomponente ist Eiweiß. Die deutsche Anbaufläche für eiweißhaltige Futterpflanzen (zum Beispiel Ackerbohne, Erbse, Lupine und Soja) reicht allerdings gegenwärtig bei weitem nicht aus, um die hohe Nachfrage der Veredelungswirtschaft zu befriedigen. Etwa ein Viertel des in Deutschland im Tierfutter enthaltenen Rohproteins muss deshalb importiert werden – ein Großteil davon ist Soja aus Brasilien, Argentinien und den USA (BMEL 2019). Im Jahr 2017 wurden etwa 10,3 Millionen Tonnen Kraftfutter importiert, darunter 7,7 Millionen Tonnen Ölkuchen (Destatis 2019a). Die Menge der Sojaimporte (Sojabohnen und verarbeitetes Soja) nach Deutschland betrug im Jahr 2016 rund 6,1 Millionen Tonnen (BMEL 2019). Ein Teil davon wird als verarbeitetes Mischfutter wieder ins Ausland verkauft.

Gentechnisch veränderte Lebens- und Futtermittel müssen nach den gentechnikrechtlichen Regelungen zugelassen und als solche gekennzeichnet werden. Dies ist unabhängig davon, ob die gentechnische Veränderung im Erzeugnis selber nachweisbar ist oder nicht (EU-VO 1830/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über die Rückverfolgbarkeit und Kennzeichnung von genetisch veränderten Organismen und über die Rückverfolgbarkeit von aus genetisch veränderten Organismen hergestellten Lebensmitteln und Futtermitteln sowie zur Änderung der Richtlinie 2001/18/EG). Lebensmittel, die von Tieren stammen, die mit gentechnisch verändertem Futter gefüttert wurden, fallen explizit nicht unter die gentechnikrechtliche Zulassungspflicht und müssen demnach auch nicht gekennzeichnet werden. In den Haupterzeugerländern für Futtermittel auf Sojabasis (USA, Brasilien und Argentinien) werden schätzungsweise zu über 90 Prozent gentechnisch verändertes Soja angebaut (Umweltbundesamt (UBA) 2018a). Je nach Informationsquelle wird der Anteil gentechnisch veränderten Sojas im weltweiten Anbau auf etwa 73 bis 82 Prozent beziffert (Peter und Krug 2016).

In Deutschland wurde die Anbaufläche für Soja in den letzten Jahren bis 2020 auf 32.900 Hektar (plus 13,8 Prozent gegenüber 2019) deutlich ausgeweitet, der Schwerpunkt liegt in Bayern und Baden-Württemberg (BMEL 2020e). Auch wenn die geerntete Menge an Sojabohnen ebenso in den letzten Jahren kontinuierlich stieg – gegen die hauptsächlich zum Zwecke der Tierfütterung importierte Menge von über 6 Millionen Tonnen im Jahr 2018 fällt die inländische Sojaerzeugung von circa 60.000 Tonnen (BLE 2020a) nach wie vor kaum ins Gewicht. Um der Abhängigkeit der deutschen Nutztierhaltung von Importen meist gentechnisch veränderter Eiweißfuttermittel entgegenzuwirken, wird in Deutschland seit einigen Jahren der Anbau von Futterleguminosen (wie Erbsen oder Bohnen) gefördert (BMEL und Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) 2016). Diese könnten in Zukunft einen Teil der Sojaimporte ersetzen, deren Anbau müsste aber entsprechend weiter ausgebaut werden.

Das mengenmäßig wichtigste Eiweißfuttermittel aus der inländischen Erzeugung ist weiterhin Rapsschrot (BLE 2020a). Die Anbaufläche von Winterraps schwankte in den letzten Jahren bedingt durch ungünstige Witterungsbedingungen (BMEL 2020e). Vor dem Hintergrund des zuletzt geschwächten Rapsanbaus und weiterhin hohen Sojaimporten sank der Selbstversorgungsgrad mit Eiweißfuttermitteln in Deutschland zuletzt weiter. Im Wirtschaftsjahr 2018/2019 betrug der Auslandsanteil am Futteraufkommen in verdaulichem Eiweiß gerechnet (aus allen Futtermitteln zusammen) etwa 33 Prozent (ebd.). Damit ist klar, dass die intensive Tierhaltung in Deutschland mit ihrem hohen Leistungsniveau bei Fleisch, Milch und Eiern stark abhängig ist von ausländischen Futtermitteln.

2.1.5. Ökologische Nutztierhaltung

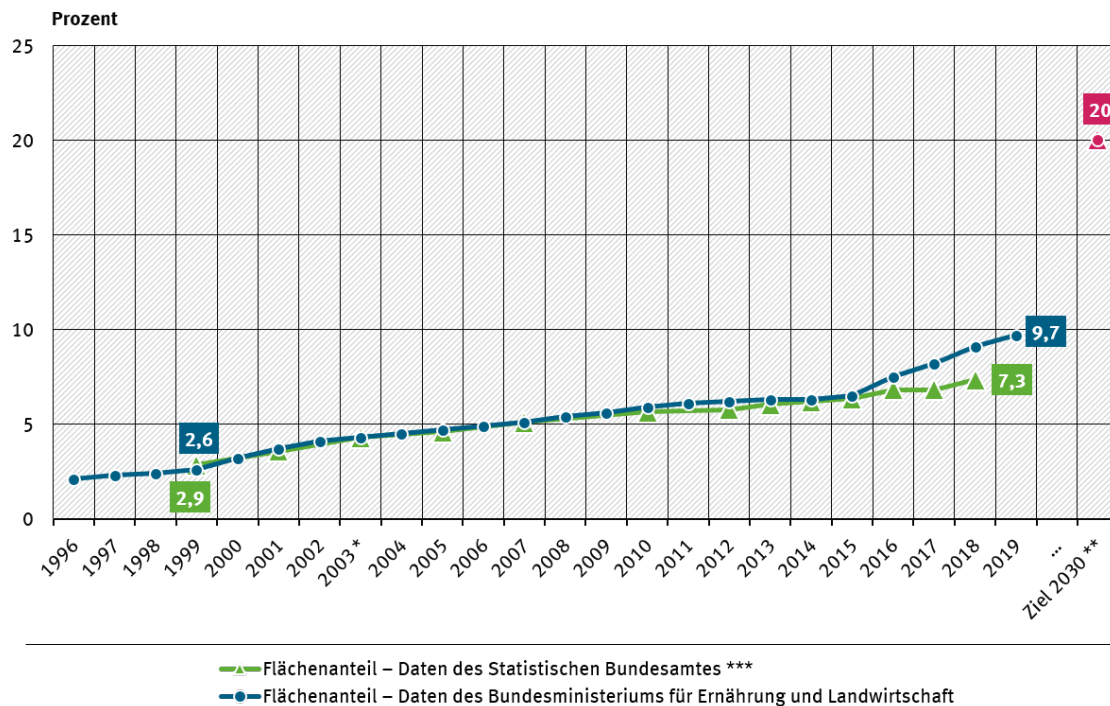
Bisher wurde die Ökologische Landwirtschaft in der Europäischen Union mit der EG-Öko-Basisverordnung (EU-VO 834/2007) geregelt. Ab 1. Januar 2021 wird sie durch die EU-Öko-Basisverordnung (EU-VO 2018/848) ersetzt. Ergänzt wird sie durch die Durchführungsverordnung (EU-VO 1235/2008).

In der Ökologischen Landwirtschaft sind die Nutztiere eine wichtige Verbindung in dem betrieblichen Kreislauf Boden-Tier-Pflanze. Die betriebliche Kopplung von Pflanzenbau und Tierhaltung soll dazu beitragen, die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und zu verbessern. Zudem sollen die Tiere überwiegend mit betriebseigenem Futter versorgt werden, um den betrieblichen Nährstoffkreislauf geschlossen zu halten.

Eine möglichst artgerechte Tierhaltung ist eines der zentralen Leitbilder des Ökolandbaus. Ökologisch wirtschaftende Betriebe sind verpflichtet, jedem Tier genügend Raum für Ruhephasen und zur Futteraufnahme einzurichten. Die Liegeflächen dürfen nicht aus

perforierten Böden bestehen (wie zum Beispiel Spaltenböden) und werden mit saugfähigem, isolierendem Material (in der Regel Stroh) eingestreut. Viel Tageslicht, Auslaufmöglichkeiten im Freien, eine natürliche Belüftung des Stalls und vor allem der Kontakt zu Artgenossen tragen zum Wohlbefinden und damit zur Erhaltung der Tiergesundheit bei (siehe Kapitel 2.4). Verhaltensstörungen, die auf die Haltungsform zurückzuführen sind, sollen so vermieden werden. Die Zahl der Tiere auf einem ökologisch wirtschaftenden Betrieb ist an die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche gebunden. Der Tierbestand eines Betriebes und damit die anfallenden Wirtschaftsdünger dürfen umgerechnet den Grenzwert von 170 Kilogramm

Abbildung 3: Anteil des Ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche



Quelle: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2020f; Statistisches Bundesamt (Destatis) 2020d

* Aufgrund geänderter Erfassung in Thüringen mit den Vorjahren nur eingeschränkt vergleichbar.

** Aus der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2018, S. 32)

*** Die Daten des Statistischen Bundesamtes werden nur alle drei Jahre erhoben und für die Zwischenjahre ab 2012 geschätzt. Diese Methode ist nicht auf die Bundesländer übertragbar. Auf Bundesländerebene liegen die Werte nur für die erhobenen Jahre vor.

Stickstoffanfall pro Jahr und Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche nicht überschreiten (Artikel 3 (2) EG-VO 889/2008). Einige ökologische Anbauverbände erlauben hier sogar nur 112 Kilogramm pro Hektar und Jahr (BLE 2020b). Diese Flächenbindung der Tierhaltung soll dazu beitragen, die Belastung von Boden und Wasser zu reduzieren.

In der Tierhaltung spielt der ökologische Landbau ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle: Nur 5 Prozent des gesamten Viehbestandes in Deutschland wurden im Jahr 2016 ökologisch gehalten (eigene Berechnungen nach Destatis 2020a und Destatis 2020e). Am 1. März 2016 (Stichtag) wurden etwa 6 Prozent der Rinder (etwa 700.400 Tiere) ökologisch gehalten (ebd.). Der Anteil bei den Schweinen betrug weniger als 1 Prozent (etwa 196.100 Tiere) (ebd.). Weiterhin wurden rund 6,5 Millionen ökologisch gehaltene Hühner gezählt, das entspricht einem Anteil von etwa 4 Prozent (ebd.).

Die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2018, S. 32) hat zum Ziel, dass bis 2030 20 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche ökologisch bewirtschaftet wird. Zwar steigt der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche seit Jahren (Abbildung 3). Der aktuelle Flächenanteil von rund 7 Prozent (Destatis 2020d) ist davon jedoch noch weit entfernt.

2.1.6. Haltungungsverfahren für Nutztiere

Die Art, wie landwirtschaftliche Nutztiere gehalten werden, unterliegt einem stetigen Wandel, auf den Verbraucherwünsche und politische Entscheidungen ebenso Einfluss haben wie regional gewachsene Strukturen und betriebswirtschaftliche Überlegungen. Die wichtigsten Nutztiere sind in Deutschland Rinder, Schweine und Hühner, deshalb wird hier auf die anderen Tierarten nicht eingegangen.

Rinder

Von den drei wichtigsten Nutztieren ist das Rinderhaltungssystem noch am wenigsten auf einzelne Tierkategorien spezialisiert. So ziehen die meisten Milchviehbetriebe ihre weiblichen Kälber und Jungrinder selbst auf. Einige kombinieren die Milchkuhhaltung auch mit einer eigenen Rindermast auf dem Betrieb. Daneben gibt es spezialisierte Kälber- und Bullenmastbetriebe sowie Mutterkuhherden. Auch die Haltungssysteme sind vergleichsweise vielfältig: Anbindestall oder Laufstall, mit oder ohne Auslaufmöglichkeit oder verschiedene Weidesysteme bis hin zur Alpung, Spaltenboden, Tiefstreuboxen oder Kombinationen davon sind nur einige Varianten. Anbindehaltung bedeutet, die Tiere werden zumindest in der Stallhaltungsperiode im Winterhalbjahr am Stallplatz fixiert; sie können lediglich aufstehen oder sich hinlegen. Die meisten dieser Betriebe liegen in Bayern (Bergschmidt et al. 2018, S. 18). Die Anbindehaltung ist hier insbesondere in kleinen Milchviehbetrieben verbreitet, in denen ein tierwohlgerechter Umbau der Stallanlagen häufig schwierig umzusetzen ist. Im Jahr 2010 hielten noch geschätzte 35 Prozent der deutschen Milchviehbetriebe ihre Kühe ganzjährig in Anbindehaltung, das waren 15 Prozent der Kühe (ebd., S. 17). Die meisten Milchkühe (72 Prozent der Tiere) werden in Deutschland allerdings in Laufställen gehalten (Johann Heinrich von Thünen-Institut (TI) 2019a, S. 12). Die Weidehaltung von Milchkühen (42 Prozent der Tiere in 2010) wird vor allem in Grünlandregionen praktiziert und ist aufgrund des höheren Betreuungsaufwandes auf kleineren Betrieben mit arrondierten Weideflächen vergleichsweise stärker verbreitet: bei Herdengrößen von 50 bis 99 Milchkühen hatten etwa 50 Prozent der Tiere Weidegang, in Herden mit über 100 Tieren rund 30 Prozent (ebd.). Insbesondere in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und im Saarland ist Weidehaltung üblich. Über die Hälfte der Milchkühe hat dort wenigstens im Sommer Weidegang (ebd., S. 13).

In Deutschland werden in der Milchviehhaltung nur wenige Rinderrassen eingesetzt. Neben den vorrangig auf hohe Milchleistung gezüchteten Rassen werden auch sogenannte Zweinutzungsrasen gehalten. Sie erzielen in der Regel niedrigere Milcherträge, liefern dafür aber eine höhere Schlachtleistung. Die am weitesten verbreitete Milchrinderrasse ist das Deutsche Holstein (schwarzbunt und rotbunt). Es macht etwa die Hälfte der in Deutschland für die Milchproduktion gehaltenen Kühe aus (BMEL 2020g). Klassische Zweinutzungsrasen sind Fleck- oder Braunvieh. Sie stellen insgesamt etwa 26 Prozent der deutschen Milchkühe und werden mehrheitlich in Süddeutschland zur Milch- und Fleischproduktion gehalten (ebd.). Die übrigen Rassen spielen in Deutschland keine große Rolle. Zuchtverbände und Unternehmen selektieren spezialisierte Besamungsbullen, die per künstlicher Besamung dann breit auf den einzelnen Betrieben eingesetzt werden. Die Zuchtauswahl der weiblichen Tiere übernehmen in der Regel die Betriebe selbst.

Neben der Milchkuhhaltung (circa 4 Millionen Tiere im Jahr 2019) werden in Deutschland die weiblichen und vor allem die männlichen Kälber gemästet und meist als zweijährige Färsen (im Jahr 2019 circa 180.000) oder Jungbullen (im Jahr 2019 circa 860.000) geschlachtet, um Rindfleisch zu gewinnen. Die Haltung von Mutterkühen, die ihre zur Schlachtung bestimmten Kälber selbst aufziehen und nicht gemolken werden, ist vergleichsweise gering mit circa 640.000 Kühen im Jahr 2019 (Destatis 2020b).

Betrachtet man die Anzahl gehaltener Rinder je Betrieb, so fällt auf, dass zwar die meisten Betriebe in der Größenklasse bis zu 50 Rinder einzuordnen sind, aber die meisten Rinder in Beständen ab 200 Tieren je Betrieb stehen. Nur knapp 11 Prozent der Betriebe haben Bestände von mehr als 200 Rindern, aber knapp 50 Prozent der Rinder befinden sich in dieser Klasse (TI 2019b).

Schweine

Bei der Schweineproduktion dominiert die Gruppenhaltung auf Voll- oder Teilspaltenböden; etwa 92 Prozent aller Schweinestallplätze sind entsprechend ausgestattet (TI 2020). Zuchtsauen dürfen zeitweise in Einzel- beziehungsweise Abferkelbuchten fixiert werden; seit 2012 müssen sie während der Trächtigkeit (vier Wochen bis eine Woche vor Abferkeln) in Gruppen gehalten werden (§ 30 Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung (TierSchNutzTV) 2017). Nach einer Übergangsfrist von 8 Jahren im Deckzentrum und von 15 Jahren im Abferkelbereich dürfen Sauen dann nur noch zur Besamung selbst kurzzeitig und für das Abferkeln maximal 5 Tage fixiert werden (§ 30 Abs 2 und § 45 Abs. 11 TierSchNutzTV). Diese Änderung der TierSchNutzTV bedeutet, dass auf vielen Betrieben tiefgreifende bauliche Veränderungen nötig werden. Die Zahl der schweinehaltenden Betriebe mit Freilandhaltung ist sehr gering. Hierbei dürfte es sich vornehmlich um Ökobetriebe mit vergleichsweise kleinen Tierbeständen handeln.

Es werden von Zuchtunternehmen und Züchtervereinigungen nur wenige hochspezialisierte Schweinerassen verwendet, die miteinander gekreuzt werden, um ihre positiven Eigenschaften miteinander zu kombinieren und Zuchteber zu produzieren. In der Regel sind Mastschweine eine Kombination aus Deutschem Edelschwein und Deutscher Landrasse, zum Teil gekreuzt mit Duroc oder Piétrain, zwei ausgesprochenen Fleischrassen, oder anderen Fleischrassen. Andere Rassen finden allenfalls bei regionalen Spezialitäten (zum Beispiel Schwäbisch-Hällisches Schwein) oder in der Hobbyzucht Verbreitung.

Sowohl die meisten Mastschweine als auch die meisten Betriebe befinden sich in der Größenklasse zwischen 1.000 und 2.000 Schweinen je Betrieb (TI 2020). Dies betrifft 40 Prozent der mastschweinehaltenden Betriebe und 72 Prozent der Schweine insgesamt. Ungefähr 12,5 Prozent der Betriebe haben Bestände von mehr als 2.000 Schweinen; etwa 37 Prozent der Mastschweine befinden sich in dieser Größenklasse. Mastbetriebe weisen tendenziell größere Bestände auf als Ferkelproduzenten(ebd.). Die Schweinehaltung ist aufgeteilt auf verschiedene Produktionsstufen: Ferkelproduktion und Mastschweinehaltung sind zumeist getrennte, hochspezialisierte Betriebe.

Hühner

Die Geflügelhaltung ist ebenso spezialisiert wie die Schweinehaltung. Es gibt separate Betriebe für die Erzeugung von Bruteiern, das Bebrüten der Eier, die Aufzucht der Legehennen sowie die Haltung von Legehennen oder Masthühnern. Die konventionelle Eiererzeugung in Deutschland erfolgt seit Januar 2010 nur noch als Kleingruppen-/Volieren-, Boden- und Freilandhaltung. Die Käfighaltung wurde in der EU verboten. 56 Prozent der Legehennenbetriebe hielten im Jahr 2018 ihre Hühner in Bodenhaltung (TI 2019c). Ihre Bestände umfassen rund 62 Prozent aller Legehennen in Deutschland. Auch die Freilandhaltung hat mit 30 Prozent der Betriebe und 19 Prozent der Legehennen an Bedeutung gewonnen. Die Kleingruppenhaltung ging zwischen 2016 und 2018 von 9 Prozent auf nur noch 5 Prozent zurück und wird bis Ende 2025 ganz verschwunden sein, da sie als eine Art Käfighaltung mit ausgestalteten Käfigen nur noch aufgrund der Auslaufrist erlaubt ist. Bei den Legehennen werden die meisten Tiere in Betrieben mit 10.000 bis 30.000 Tieren gehalten, in dieser Kategorie finden sich auch die meisten Betriebe. 36 Prozent der Legehennen werden in Betrieben mit mehr als 100.000 Tieren gehalten, dies betrifft knapp 5 Prozent der Betriebe (ebd.).

Die Geflügelmast erfolgt in Bodenhaltung mit Einstreu, seit der Jahrtausendwende vermehrt auch mit Auslauf oder in Freilandhaltung. In der Masthähnchen- und Jungmasthühnerhaltung befinden sich die meisten Tiere (79 Prozent) in Betrieben mit mehr als 50.000 Tieren. Rund 20 Prozent der Betriebe halten mehr als 50.000 Tiere, die meisten Betriebe aber halten weniger als 100 Tiere (TI 2019d).

In der Geflügelzucht werden verschiedene genetische Linien weniger kommerzieller Rassen von großen, global agierenden und hochspezialisierten Zuchtunternehmen gekreuzt und deren Nachkommen, sogenannte Hybride, in Umlauf gebracht. Eine eigene Zucht findet auf den Produktionsbetrieben in der Regel nicht statt.

2.1.7. Einsatz von Wirtschaftsdünger aus der Nutztierhaltung

Im Jahr 2015 brachten rund 150.000 landwirtschaftliche Betriebe (circa 55 Prozent aller Landwirtschaftsbetriebe in Deutschland) auf ihre Flächen flüssigen Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche oder flüssigen Gärrest aus Biogasanlagen) aus (Destatis 2019b), das waren insgesamt 204 Millionen Kubikmeter flüssige Wirtschaftsdünger. Etwa zwei Drittel davon wurden auf Ackerland und das übrige Drittel auf Dauergrünland ausgebracht. Die Gülle stammte mit 52 Prozent am häufigsten von Rindern. 31 Prozent waren flüssige Gärreste und 15 Prozent waren Schweinegülle. Die restlichen 2 Prozent machten Jauche und sonstige Gülle aus (ebd.).

Die Ausbringungstechnik ist mit Blick auf die Umweltwirkung der Wirtschaftsdüngeranwendung von herausragender Bedeutung (siehe Kapitel 4.1). Die in Deutschland am weitesten verbreitete Ausbringungstechnik war im Jahr 2015 mit 113 Millionen Kubikmeter der Breitverteiler. Mit diesem wird Gülle breitflächig auf die Bodenoberfläche verteilt. Etwas weniger, nämlich 91 Millionen Kubikmeter, wurden mit Schleppschlauch, Schleppschuh, Schlitzverfahren oder Güllegrubber ausgebracht. Bei diesen Techniken wird der Dünger bodennah verteilt (Schleppschlauch, Schleppschuh) oder direkt in den Boden injiziert beziehungsweise eingearbeitet (Schlitzverfahren, Güllegrubber). Damit gelten sie als besonders effektiv und umweltfreundlich, da Nährstoffverluste und gasförmige Emissionen so wirksam reduziert werden (ebd.).

Neben flüssigem Wirtschaftsdünger wird auch fester Wirtschaftsdünger (zum Beispiel Festmist) für die Düngung genutzt. Im Jahr 2015 wurden von etwa 100.000 Betrieben ungefähr 20 Millionen Tonnen Festmist ausgebracht (ebd.).

2.2. Produktion und Handel tierischer Erzeugnisse in Deutschland

Zusammenfassung

Die Erzeugnisse der deutschen Landwirtschaft und Ernährungsindustrie werden heute auf internationalen Märkten gehandelt. Gleichzeitig ist die deutsche Landwirtschaft stark auf Importe landwirtschaftlicher Rohstoffe und Betriebsmittel angewiesen. Von besonderer Bedeutung sind dabei die für die deutsche Tierhaltung importierten Futtermittel.

In den letzten 20 Jahren wurde in Deutschland immer mehr Fleisch produziert, während die Milchmenge etwas zurückging und die Eierproduktion schwankte. Insgesamt importiert Deutschland mehr Agrargüter, als es exportiert – nicht jedoch bei Fleisch und Milch, hier übersteigen die Exportmengen bei Weitem die Importe. Eier werden jedoch importiert.

Die Selbstversorgung liegt bei Schweinefleisch, Milch und Käse insgesamt über 100 Prozent, das heißt, es wird mehr produziert als die Menschen in Deutschland verbrauchen. Bei Rindfleisch, Geflügel und bei Eiern liegt der Selbstversorgungsgrad allerdings unter 100 Prozent, so dass bei den aktuellen Verzehrgewohnheiten deren Import notwendig ist.

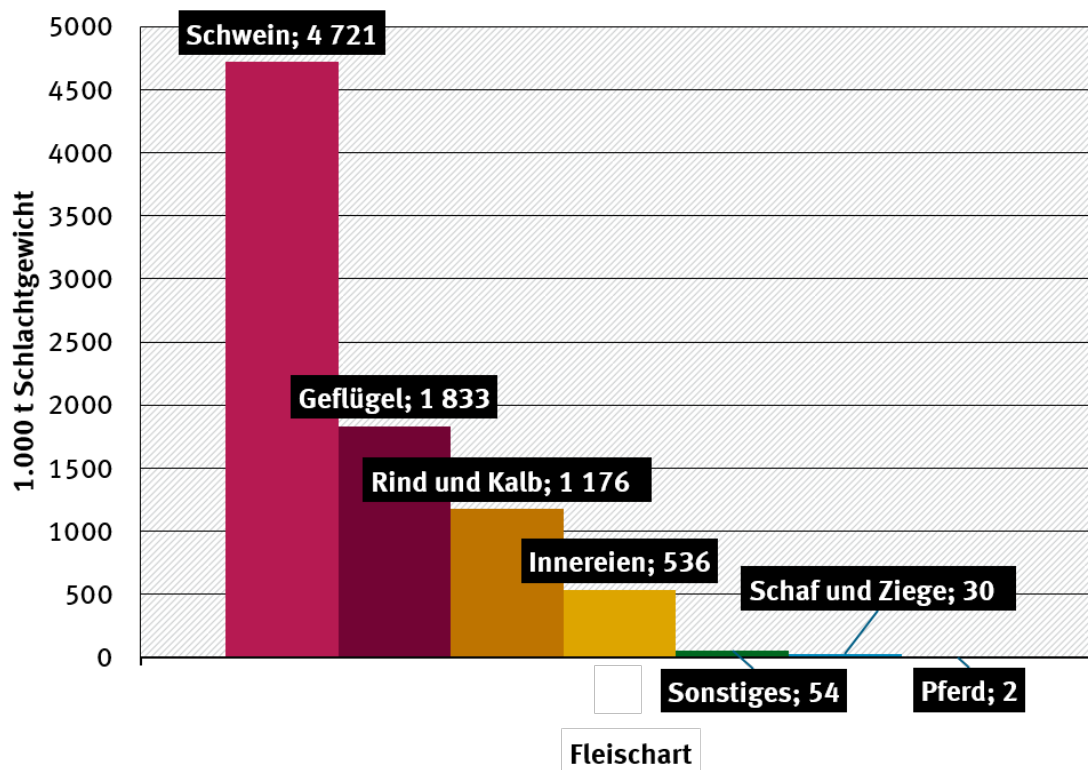
2.2.1. Entwicklung der Produktion tierischer Erzeugnisse

Im Jahr 2019 betrug die Bruttoeigenerzeugung von Fleisch in Deutschland etwa 8,4 Millionen Tonnen Schlachtgewicht (SG), davon war der Großteil Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch (Abbildung 4, BLE 2020c). Damit ging sie im Vergleich zum Vorjahr um etwa 2,3 Prozent zurück. Während die Bruttoerzeugung von Schweinefleisch, Rind- und Kalbfleisch zurückging, stieg die Menge des produzierten Geflügelfleisches weiter. Von 1995 bis 2019 stieg die Bruttoeigenerzeugung von Fleisch um rund 37,2 Prozent, nachdem sie Anfang der 1990er Jahre, zusammen mit der deutlichen Abnahme von Tierbeständen, zuerst stark zurückgegangen war (ebd.).

Rinder sind die ökonomisch wichtigsten Nutztiere in der deutschen Landwirtschaft. Etwa die Hälfte der deutschen Landwirte und Landwirtinnen hält Rinder, um Fleisch und Milcherzeugnisse zu produzieren. Die deutsche Landwirtschaft ist die größte Milcherzeugerin der Europäischen Union und nach Frankreich die zweitgrößte Erzeugerin von Rind- und Kalbfleisch. Die deutschen Landwirtinnen und Landwirte erwirtschaften etwa jeden vierten Euro mit der Milch und dem Fleisch ihrer Rinder (BMEL 2020h). Der Produktionswert der Rinderhaltung wird für 2019 auf 14,6 Milliarden Euro beziffert. Fast 75 Prozent davon, also mehr als 11 Milliarden Euro, entfallen auf die Milch (BMEL 2020i). Nach der nationalen Versorgungsbilanz wurden in Deutschland im Jahr 2019 etwa 4,6 Millionen Tonnen Konsummilch hergestellt; das sind 2,5 Prozent weniger als im Vorjahr (BMEL 2020j). Gegenüber dem Jahr 2000 ist die Herstellung von Konsummilch um etwa 8,6 Prozent zurückgegangen (ebd.).

Die verwendbare inländische Erzeugung von Eiern stieg gegenüber dem Vorjahr um 2,1 Prozent auf rund 15 Milliarden Eier. Seit 2010, dem niedrigsten Stand seit 2000, ist die verwendbare Erzeugung von Eiern wieder um etwa 40 Prozent gestiegen (BMEL 2020k).

Abbildung 4: Bruttoeigenerzeugung von Fleisch in Deutschland 2019



Quelle: Bundesanstalt für Ernährung und Landwirtschaft (BLE) 2020c

2.2.2. Entwicklung des Außenhandels tierischer Erzeugnisse

Die deutsche Landwirtschaft steht im globalen Agrarhandel nicht nur beim Export, sondern auch bei den Importen an vierter beziehungsweise dritter Stelle und importiert insgesamt mehr Agrargüter als es exportiert (Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) 2020a). Der Import lebender Tiere nach Deutschland war mit rund 776.000 Tonnen Schlachtgewicht im Jahr 2019 – wie schon in den Jahren seit 2003 – grösser als deren Export (525.000 Tonnen Schlachtgewicht, BLE 2020c). Der Überschuss beim Import von etwa 250.100 Tonnen Schlachtgewicht ist vorwiegend auf den hohen Anteil bei lebenden Schweinen zurückzuführen. Beim Außenhandel mit Fleisch, Fleischwaren und Konserven hingegen waren im Jahr 2019 die Exporte (4,1 Millionen Tonnen Schlachtgewicht) erneut höher als die Importe (2,8 Millionen Tonnen Schlachtgewicht). Allerdings geht der Exportüberschuss im Vergleich zu den Vorjahren zurück. Im Jahr 2016 betrug er 1,75 Millionen Tonnen Schlachtgewicht, im Jahr 2019 sank er auf 1,3 Millionen Tonnen Schlachtgewicht (ebd.). Sowohl die Menge der importierten Konsummilch 2019 (circa 222.600 Tonnen) als auch die Ausfuhr (704.500 Tonnen) stieg gegenüber dem Vorjahr leicht an (BLE 2020d). Den vorläufigen Außenhandelsdaten für 2019 zufolge lag die Einfuhr an Eiern mit 6,45 Millionen Stück rund 3 Prozent unter und die Einfuhr an Eiprodukten mit 134.500 Tonnen rund 3 Prozent über dem Vorjahresniveau. Die Ausfuhrmenge an Eiern (2,19 Millionen Stück) sank um rund 2 Prozent, während die Ausfuhr von Eiprodukten (55.200 Tonnen) um 4 Prozent zunahm (BMEL 2020m).

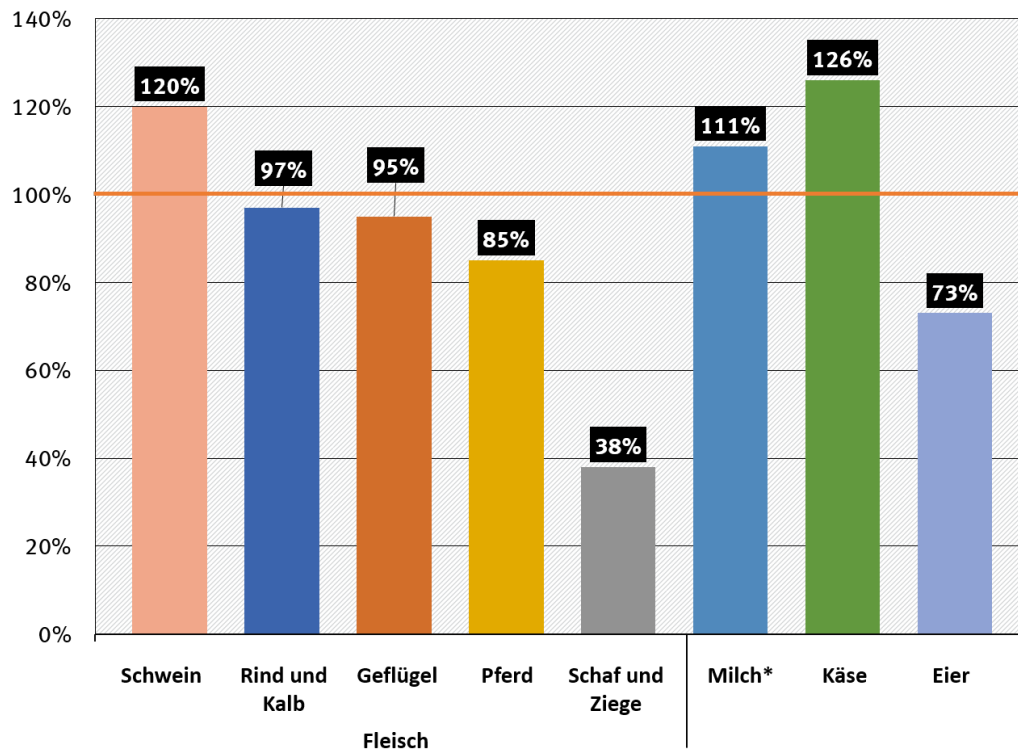
2.2.3. Selbstversorgungsgrade tierischer Erzeugnisse

Der Selbstversorgungsgrad zeigt an, in welchem Maße die Produktion der heimischen Landwirtschaft den Bedarf (Verbrauch) decken kann. Von der Inlandserzeugung wird der Export abgezogen und der Import hinzugefügt, um den Verbrauch zu erhalten. Die Inlandserzeugung

(das Aufkommen) wird dann durch den Verbrauch (die Verwendung) geteilt. So wird der Außenhandelsanteil herausgerechnet.

Die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) erstellt in regelmäßigen Abständen nationale Versorgungsbilanzen für wichtige Agrarerzeugnisse in Deutschland. Weitere Informationen und Daten zum Thema können auf der Themenseite der BLE⁵ abgerufen werden.

Abbildung 5: Selbstversorgungsgrade tierischer Lebensmittel in Deutschland im Jahr 2019



* Konsummilch

Quelle: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) 2020c,d,e; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2020m

Seit 2006 liegt der Selbstversorgungsgrad mit Fleisch insgesamt konstant über 100 Prozent, im Jahr 1994 lag er bei nur 80 Prozent. Im Jahr 2019 war er bei 114 Prozent, nachdem er in den letzten Jahren etwas gesunken war (BLE 2020c). Bei den einzelnen Fleischarten liegt nur das Schweinefleisch über 100 Prozent, die anderen knapp oder deutlich darunter (Abbildung 5). Der Selbstversorgungsgrad mit Konsummilch stieg seit 1991 langsam aber stetig von 105 Prozent auf 111 Prozent im Jahr 2018 an (BLE 2020d). Ähnlich sieht es beim Käse (insgesamt) aus: seit 2000 mit 107 Prozent stieg der Selbstversorgungsgrad bis 2018 auf 126 Prozent (BLE 2020e). Anders bei Eiern: hier stagniert der Selbstversorgungsgrad bei unter 100 Prozent: nachdem er 2010 noch bei 58 Prozent lag, ist er seit 2012 (72 Prozent) nicht deutlich weiter gestiegen und liegt aktuell bei 73 Prozent (BMEL 2020m).

⁵ <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung-fischerei/versorgungsbilanzen/> (Stand: 04.02.2021)

2.3. Konsum tierischer Erzeugnisse in Deutschland und weltweit

Zusammenfassung

Fleisch, Milch und Eier und die daraus hergestellten Erzeugnisse sind wertvolle Nahrungsmittel und können einen wichtigen Beitrag zu einer vollwertigen Ernährung leisten. Mit einem hohen Konsum tierischer Lebensmittel gehen allerdings zahlreiche Gesundheitsrisiken einher.

Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE) empfiehlt, pro Woche nicht mehr als 300 bis 600 Gramm fettarmes Fleisch und fettarme Wurst zu verzehren, das sind etwa 15 bis 30 Kilogramm pro Kopf und Jahr. Der tatsächliche Konsum liegt in Deutschland allerdings bei durchschnittlich 60 Kilogramm Fleisch – also etwa doppelt bis viermal so viel, wie von der DGE empfohlen. Bei Milchprodukten liegt der Verzehr leicht unter der Empfehlung der DGE. Für Eier gibt es aktuell keine Empfehlungen, da gesundheitliche Risiken durch Verzehr von Eiern in Ernährungsstudien bisher nicht bestätigt werden konnten. Insgesamt ist der Verzehr von Fleisch und Milch konstant bis leicht rückläufig, während Eier immer beliebter werden.

Dagegen steigt weltweit die Nachfrage nach tierischen Produkten, besonders in Ländern des Globalen Südens mit wachsenden Mittelschichten. Der Nutztiersektor wächst dort zum Teil rasant. Fleisch ist ein Statussymbol und ermöglicht es den Menschen, ihre gestiegene gesellschaftliche Stellung öffentlich zu demonstrieren. In Deutschland essen Frauen weniger Fleisch als Männer, und eine höhere gesellschaftliche Stellung geht hier mit einem eher geringen Fleischkonsum einher.

2.3.1. Entwicklung des inländischen Konsums tierischer Erzeugnisse

Fleisch, Milch, Eier und daraus hergestellte Erzeugnisse sind hochwertvolle Lebensmittel: Fleisch ist eine wichtige Quelle für verschiedene B-Vitamine wie B₆, B₁₂ und Niacin. Außerdem enthält es Eisen, Zink, Selen und Kalium. Die Verfügbarkeit der Mineralstoffe für den menschlichen Körper ist in Fleisch und Fleischprodukten besser als in pflanzlichen Lebensmitteln. Zudem enthält Fleisch biologisch hochwertiges Protein. Milch und Milchprodukte liefern ebenfalls hochwertige Proteine, aber auch Vitamin B₂ und Calcium. Eier enthalten einige lebensnotwendige Nährstoffe (zum Beispiel fettlösliche Vitamine) und liefern biologisch hochwertiges Protein (Max-Rubner-Institut (MRI) 2008, Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (DGE) 2017). Eine zu hohe Aufnahme von Energie, Fett und gesättigten Fettsäuren, wie sie in tierischen Lebensmitteln enthalten sind, kann allerdings zu Gesundheitsproblemen wie Adipositas, Diabetes und Herz-Kreislauferkrankungen führen (Weltgesundheitsorganisation (WHO) 2020).

Ein geringer Anteil Fleisch kann die Versorgung mit bestimmten Nährstoffen erleichtern. Ausreichend hierfür ist jedoch eine Menge an Fleisch und Wurst von 300 Gramm bis hin zu 600 Gramm für Erwachsene - je nach Kalorienbedarf (DGE 2017). Das wären umgerechnet circa 15 bis 30 Kilogramm pro Jahr.

Die zum Verbrauch verfügbare Gesamtmenge an Fleisch betrug im Jahr 2019 rund 4,9 Millionen Tonnen (BLE 2020c). Der Pro-Kopf-Verbrauch von Fleisch (inklusive Tiernahrung, Knochen und Verluste) beträgt damit etwa 87,8 Kilogramm und ist seit Jahren leicht rückläufig. Der geschätzte Pro-Kopf-Verzehr (das, was tatsächlich gegessen wird) lag 2019 bei 59,5 Kilogramm. Der Fleischkonsum in Deutschland ist seit 1991 nur leicht gesunken, im Jahr 1993 verzehrten die Deutschen noch durchschnittlich 64,4 Kilogramm Fleisch pro Jahr (ebd.). Der durchschnittliche Pro-Kopf Verzehr von Fleisch und Wurstwaren in Deutschland liegt damit umgerechnet etwa doppelt so hoch wie von der DGE für Menschen mit hohem Kalorienbedarf empfohlen wird (DGE 2017).

In Deutschland wurden 2019 insgesamt rund 4,1 Millionen Tonnen Konsummilch verbraucht (BLE 2020d). Dies entspricht einem durchschnittlichen Pro-Kopf-Verbrauch von 50,6 Kilogramm, etwas mehr als 3 Prozent unter dem Vorjahreswert. Dieser Wert ist seit Jahren rückläufig – im Jahr 1991 waren es noch 59 Kilogramm (ebd.). Der tatsächliche Verzehr von Milch und Milchprodukten ist schwer zu erfassen, geschätzt liegt der Pro-Kopf-Verzehr von Milch, Milchprodukten und Käse (ohne Gerichte auf Basis von Milch und Milcherzeugnissen) bei circa 248 Gramm pro Tag bei Männern und 227 Gramm pro Tag bei Frauen (MRI 2008, S. 40). Die DGE führt hier eine tägliche Menge von 200 bis 250 Gramm Milch und Milchprodukte und 50 bis 60 Gramm Käse als Orientierungswert an (DGE 2019a).

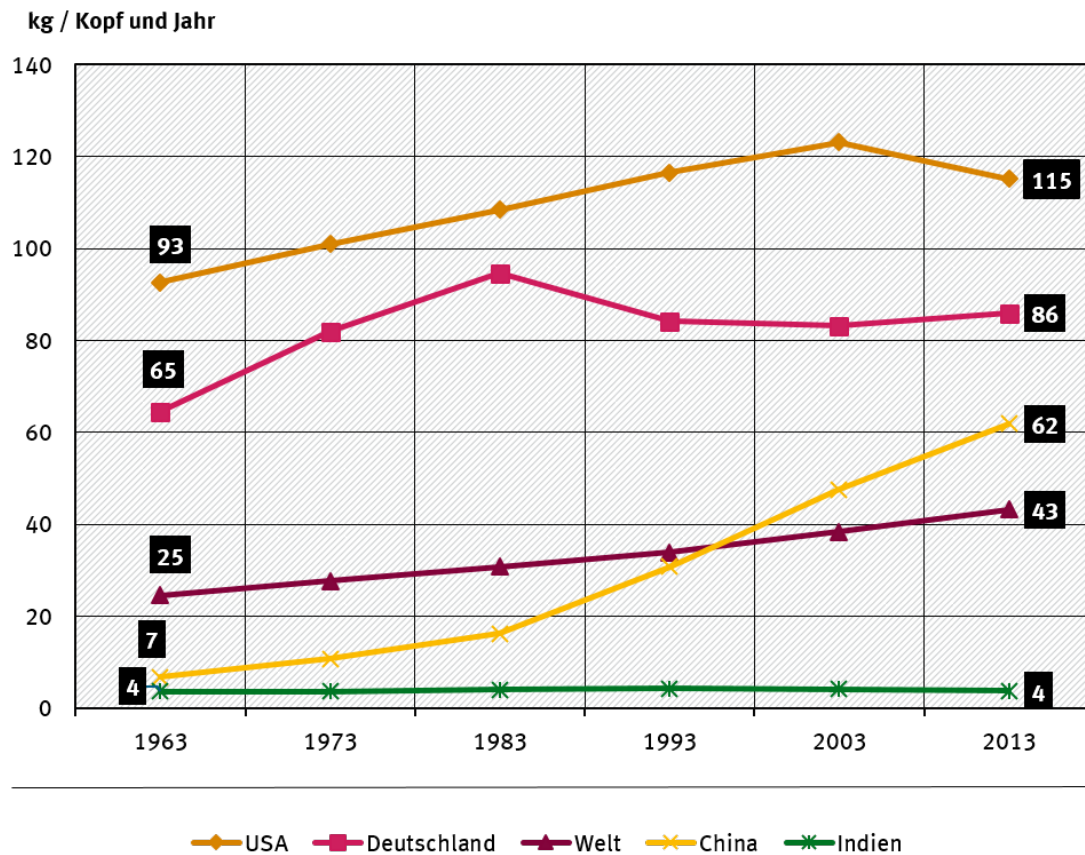
Der inländische Konsum von Eiern in Deutschland steigt seit Jahren und erreichte 2019 mit rund 19,6 Milliarden Eiern einen absoluten Höchstwert: der Pro-Kopf-Verbrauch stieg auf 236 Eier (im Vorjahr 234 Eier), umgerechnet etwa 4,5 Eier pro Woche. Im Jahr 2012 wurden noch durchschnittlich 212 Eier pro Kopf und Jahr konsumiert (BMEL 2020m). Für Eier gibt es aktuell keine empfohlene Höchstmenge, da die Ergebnisse aus Gesundheitsstudien dazu bisher zu unklar sind (DGE 2017).

2.3.2. Entwicklung des Fleischkonsums in Ländern des Globalen Südens

Seit Jahren steigt die globale Nachfrage nach tierischen Lebensmitteln spürbar, auch in den Ländern mit stark wachsenden Mittelschichten im Globalen Süden. Der Begriff „Länder des Globalen Südens“ wird im Folgenden anstelle von „Entwicklungs- und Schwellenländern“ verwendet, da der Entwicklungsbegriff, der ursprünglich eng auf ökonomisches Wachstum fokussiert war, mittlerweile ein differenzierteres Verständnis nachhaltiger Entwicklung beinhaltet. Fleisch, Milch und Eier, die lange nur den gesellschaftlichen Eliten vorbehalten waren, werden für immer mehr Menschen erschwinglich (BMEL 2018, S. 6). Der Konsum tierischer Erzeugnisse ist also ein Statussymbol. Obwohl sich die Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerungen vor allem im asiatischen Raum denen der Industrieländer langsam angleichen, sind nach wie vor große Unterschiede beim Pro-Kopf-Verzehr tierischer Erzeugnisse zwischen den früh und spät industrialisierten Ländern zu beobachten, wobei in Indien der Fleischverzehr auf sehr niedrigem Niveau bleibt (Abbildung 6).

Die veränderten Ernährungsgewohnheiten ganzer Bevölkerungsschichten treiben die globale Nachfrage nach tierischen Lebensmitteln an, weshalb weltweit mehr Fleisch, Milch und Milcherzeugnisse, Eier und Eierzeugnisse produziert und gehandelt werden. Hinzu kommen Tierfuttermittel aus tierischen Quellen. Es wird erwartet, dass sich die rasante Expansion der Konsumnachfrage nach tierischen Erzeugnissen und der Produktionskapazitäten in der Nutztierhaltung weltweit weiter fortsetzen wird. Laut FAO wird sich die globale Fleischproduktion bis 2050 verdoppeln und vor allem in den Ländern des Globalen Südens weiter wachsen (FAO 2019). Gegenwärtig lässt sich mit Blick auf die Entwicklung der globalen Ernährungsmuster feststellen, dass in westlichen Industrieländern wie Deutschland der Fleischverbrauch und -konsum auf hohem Niveau stagniert (beziehungsweise leicht rückläufig ist). Dahingegen steigt in vielen Ländern, die ein deutliches Wohlstandswachstum zu verzeichnen haben (wie zum Beispiel China), der Fleischverzehr überdurchschnittlich an.

Abbildung 6: Jährlicher Fleischverbrauch pro Kopf in Kilogramm in verschiedenen Ländern im Vergleich zum globalen Durchschnitt



Quelle: Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) 2020b

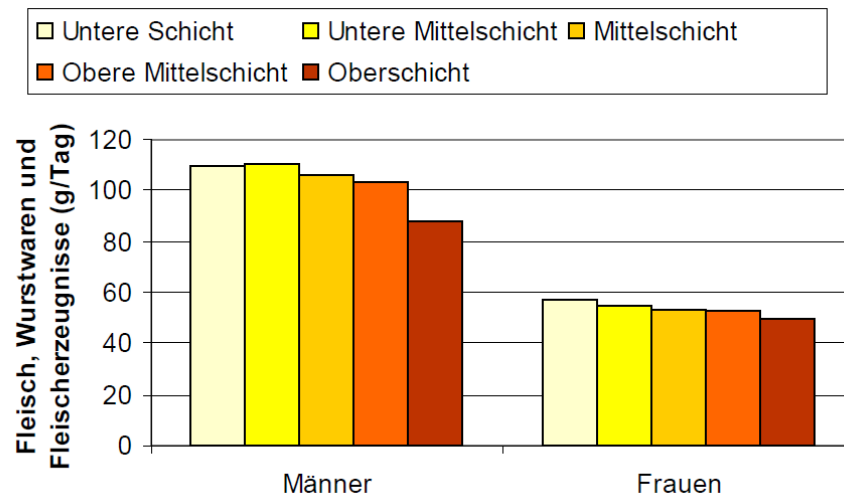
2.3.3. Kultureller Hintergrund von Fleischkonsum in Deutschland

In der kulturwissenschaftlichen Ernährungsforschung gilt das Ernährungsverhalten der Bevölkerung im europäischen Kulturraum als ein Bereich mit besonders starken Beharrungstendenzen und ausgeprägtem Konservatismus (Hirschfelder 2011; Trummer 2015). Die große Bedeutung traditioneller Rollenverständnisse ist insbesondere bei Speisen mit hohem sozialem Prestige wie Fleisch stark ausgeprägt (Trummer 2015, S. 66): Fleisch war seit dem frühneuzeitlichen Bevölkerungswachstum und der damit einhergehenden Verknappung ein Status- und Abgrenzungssymbol der herrschenden Klassen. Dadurch avancierte der Konsum von Fleisch auch zu einem Leitbild ärmerer Schichten, die durch ihren Fleischkonsum am Prestige und den Lebensstilen anderer Schichten teilhaben wollten. Nach Auffassung von Trummer (2015, S. 68f) ist dies der eigentliche Grund, weshalb so viele Menschen nach wie vor auf den Konsum fleischhaltiger Speisen beharren – trotz aller ethischen, ökologischen und diätischen Einwände. Im 19. Jahrhundert war der Fleischkonsum noch ein Wohlstandsindikator in statistischen Erhebungen.

Es ist bemerkenswert, dass sich bis heute der Einfluss der sozialen Stellung auf den Konsum von tierischen Erzeugnissen nachweisen lässt – jedoch hat sich hierzulande der Zusammenhang mit der sozialen Schicht umgekehrt. Die Zweite Nationale Verzehrstudie (NVS II) untersuchte den Zusammenhang von Fleischkonsum und Schichtzugehörigkeit (definiert als Index aus höchstem Schulabschluss, beruflicher Stellung des oder der Hauptverdienenden sowie Haushalts-Netto-Einkommen; MRI 2008): bei Frauen sinkt der Konsum von Fleisch, Fleischerzeugnissen und

Wurst von 57 g pro Tag in der unteren Schicht auf 50 g pro Tag in der Oberschicht. Ein vergleichbares Bild zeigt sich bei Männern, wenngleich auf deutlich höherem Niveau. Der Verzehr von 110 Gramm Fleisch und Wurst pro Tag in den beiden unteren Schichten sinkt in der Erhebung auf 88 g pro Tag in der Oberschicht (MRI 2008; Abbildung 7).

Abbildung 7: Verzehr von Fleisch, Fleischerzeugnissen und Wurstwaren differenziert nach sozialer Schichtzugehörigkeit für Männer und Frauen (2006)



Quelle: Max-Rubner-Institut (MRI) 2008

Die Verzehrmenge tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel ist in Deutschland nachweislich sehr stark vom Geschlecht abhängig – die Ernährungsgewohnheiten von Männern und Frauen unterscheiden sich gerade mit Blick auf den Fleischverbrauch deutlich: Männer essen doppelt so viel Fleisch, Wurstwaren und Fleischerzeugnisse (ohne Gerichte auf Basis von Fleisch) wie Frauen. Während Männer pro Tag durchschnittlich 103 Gramm davon essen, sind es bei Frauen nur 53 g. Nur etwa 2,5 Prozent der Befragten der NVS II haben keinen Konsum von Fleisch beziehungsweise Fleischgerichten im Untersuchungszeitraum angeführt. Der Anteil ist mit 3,4 Prozent bei Frauen mehr als zweimal so hoch wie bei Männern (1,5 Prozent) (MRI 2008). Der mittlere Konsum von Milch, Milchprodukten und Käse liegt bei Männern etwas höher als bei Frauen (ebd., siehe Kapitel 2.3.1). Der mittlere Konsum von Eiern (ohne Gerichte auf Basis von Eiern) liegt bei Männern bei 16 g pro Tag und bei Frauen bei 12 g pro Tag (ebd.). Dagegen werden pflanzliche Lebensmittel und besonders Gemüse von Männern und Frauen weniger verzehrt als von der DGE empfohlen (ebd.).

Die Erkenntnis, dass Männer insbesondere mehr rotes Fleisch (Rind, Schwein, Schaf, Pferd) konsumieren als Frauen, wird in zahlreichen internationalen Studien bestätigt (Eichholzer und Bisig 2000; Kubberød et al. 2002; Gossard und York 2003; Rätty und Carlsson-Kanyama 2010; Love und Sulikowski 2018). Dieses Ernährungsmuster ist bei weitem nicht nur auf den typischerweise höheren Kalorienbedarf von Männern zurückzuführen. In der Literatur werden möglicherweise kulturell überlieferte geschlechterspezifische Vorlieben beschrieben, die sich unter anderem auf Geschmack, Verdaulichkeit, Assoziationen mit Männlichkeit, Macht und Blut beziehen (Kubberød et al. 2002; Love und Sulikowski 2018). Grundsätzlich geht es bei der Analyse von typischen Ernährungsmustern sozialer Gruppen und Geschlechter jedoch nicht darum, die Verantwortung für einen insgesamt umweltschädlichen Konsum einzelnen Personengruppen oder Individuen zuzuschreiben. Vielmehr sind die Analysen hilfreich, um mögliche Ansatzpunkte für eine Veränderung der Konsumgewohnheiten auszumachen (siehe Kapitel 5).

2.4. Exkurs: Tierwohl in der Nutztierhaltung

Zusammenfassung

„Tierwohl“ und „Tierschutz“ werden häufig synonym verwendet und beziehen sich auf die Abwesenheit von Schmerzen, Leiden und Schäden sowie die Sicherung von Wohlbefinden von Tieren.

Tierschutz ist als Staatsziel im Grundgesetz verankert. Das wichtigste Gesetz im Bereich der Tierhaltung ist das Tierschutzgesetz, welches durch zahlreiche weitere Gesetze und Verordnungen in der Praxis umgesetzt wird.

In den letzten Jahren rückte das Thema Tierwohl immer mehr in den Fokus der Öffentlichkeit. Es entwickelte sich eine breite gesellschaftliche Debatte um die akzeptable Haltung von Nutztieren. Im Rahmen der gesetzlichen Mindeststandards sind Haltungspraktiken erlaubt, die von vielen Menschen kritisch gesehen werden. Um Tierhaltungssysteme insgesamt auf ihre Nachhaltigkeit hin bewerten zu können, müssen daher Tierwohlaspekte immer miteinbezogen werden.

2.4.1. Begriffsdefinition

Die Bandbreite an ethischen Standpunkten, wie mit Tieren umgegangen werden soll, ist groß. Der Standpunkt, dass Tiere keinen Eigenwert haben, sondern nur Menschen, wird anthropozentrisch genannt. Auch mit einer anthropozentrischen Grundhaltung lässt sich Tierschutz begründen, wie es etwa Immanuel Kant mit seiner Verrohungsthese getan hat. Kant ging davon aus, dass Grausamkeiten gegen Tiere auf die moralische Verfassung eines Menschen zurückschlagen können (Kants Verrohungsthese) und deshalb ein achtsamer Umgang mit Tieren Pflicht sei (Kant 1797, S. 84). Anderen ethischen Auffassungen zufolge besitzen alle empfindungs- beziehungsweise leidensfähigen Wesen einen Eigenwert (Sentientismus oder Pathozentrismus) oder grundsätzlich alle Lebewesen (Biozentrismus).

Es werden verschiedene Begriffe verwendet, um den Schutz und das Wohlergehen von Tieren zu beschreiben. Hier werden die wichtigsten vorgestellt:

- ▶ **Tierschutz** findet sich in entsprechenden Gesetzeswerken wieder und ist somit eindeutig definiert. Darunter werden die Anforderungen des Gesetzes an Haltung und Umgang mit Tieren summiert, also die Rahmenbedingungen zum Schutz von Gesundheit, Leben und Wohlbefinden der Tiere (Mondon et al. 2017).
- ▶ **Wohlergehen** kann als Abwesenheit von Schmerzen, Leiden und Schäden sowie Sicherung von Wohlbefinden zusammengefasst werden (Knierim 2010) und ist somit ähnlich zu verstehen wie das in den letzten Jahren häufig gebrauchte Wort **Tierwohl** (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBAE) 2015). Für die Nutztierethologie als Teil der Verhaltensbiologie ist das Wohlbefinden von Tieren ein Zustand physischer und psychischer Gesundheit, der sich entsprechend der individuellen Fähigkeiten des einzelnen Tieres aus der Anpassung an die Umwelt und die dabei gemachten subjektiven Erfahrungen ergibt (Puppe 2016).
- ▶ **Tierrerechtigkeit** drückt nach Knierim (2001) aus, wie Tiere unter den zu beurteilenden Umweltbedingungen Schmerzen, Leiden und Schäden vermeiden und ein gutes Wohlbefinden erreichen können.

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft kommt zum Schluss, dass „Tierwohl“ darauf abzielt, wie es dem Tier geht, während „Tierschutz“ sich auf das bezieht, was getan wird, um das Tierwohl zu sichern, wie etwa die rechtlichen Bestimmungen oder darüberhinausgehende Standards. Somit bezeichnen die beiden Begriffe kein unterschiedlich hohes Niveau an Wohlergehen und Schutz, sondern nur unterschiedliche Perspektiven.

2.4.2. Praktische Anwendung

Der britische Farm Animal Welfare Council, ein staatliches Expertengremium, definierte als Mindestanforderung für eine gute Haltung von Tieren die sogenannten Fünf Freiheiten⁶, die inzwischen zu einer weltweit anerkannten Grundlage für Tierschutzgesetzgebungen wurden:

- ▶ Freiheit von Hunger, Durst und Fehlernährung
- ▶ Freiheit von Unbehagen
- ▶ Freiheit von Schmerz, Verletzung und Krankheit
- ▶ Freiheit von Angst und Leiden
- ▶ Freiheit zum Ausleben normalen Verhaltens

Für die Praxis kann daraus abgeleitet werden, dass gute Fütterung, Haltung und Management für Abwesenheit von Schmerzen, Leiden oder Schäden sorgen sollten und es dem Tier ermöglichen sollten, sein arttypisches Verhalten wie zum Beispiel Sozialverhalten, Exploration (Erkundungsverhalten), Fortpflanzung und Futteraufnahme auszuüben. Kenngrößen, um gutes Tierwohl in der Praxis zu beurteilen, sind (Hoy 2016):

- ▶ Eine niedrige (möglichst natürlich keine) unvermeidbare Mortalität
- ▶ Eine geringe unvermeidliche Erkrankungs- und Verletzungshäufigkeit
- ▶ Physiologische Kenngrößen, wie zum Beispiel die Konzentration von (Stress-)Hormonen, Herzfrequenz und immunologische Reaktionen
- ▶ Arttypisches Verhalten
- ▶ Leistungsdaten: täglicher Lebendmassezuwachs, Futterverwertung, Fruchtbarkeit

Damit wird deutlich, dass das Wohl der Tiere an vielen Stellen im landwirtschaftlichen Produktionssystem beeinflusst wird. Zu diesen zählen genetische Selektion (Zucht), Fütterung, Stalleinrichtung, Stallklima, Hygiene, Auslauf, Weidegang, Gesundheit und medizinische Behandlungen, nicht-kurative Eingriffe (wie Tierkennzeichnung, Enthornen, Kastration, Schnabelkürzen), das Treiben und Fixieren der Tiere, Transport und Schlachtung.

2.4.3. Gesetzgebung zum Tierschutz

Die gesellschaftliche Entwicklung zum Thema Tierwohl schlug sich auch in der Gesetzgebung nieder. Unabhängig von der persönlichen, ethisch-moralischen Einstellung zum Tierwohl müssen Tierhaltende die geltende Rechtsnorm beachten.

⁶ <https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20121010012427/http://www.fawc.org.uk/freedoms.htm> (Stand: 04.02.2021)

In Deutschland ist Tierschutz seit 2002 als Staatsziel im Grundgesetz (GG) verankert: „Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere...“ (Art 20a GG). Daraufhin wurden verschiedene Gesetze und Verordnungen erlassen, die nähere Einzelheiten zum Umgang mit Tieren in Deutschland regeln.

Als Grundlage für den Tierschutz in Deutschland dient das Tierschutzgesetz (TierSchG). Es schreibt vor, dass niemand einem Tier „ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Leiden oder Schäden“ zufügen darf (§1 TierSchG). Dieser „vernünftige“ Grund ist aber weit gefasst und nicht dauerhaft festgelegt. So sind bestimmte nicht-kurative (nicht medizinisch notwendige) Eingriffe am Tier in der landwirtschaftlichen Praxis ohne Betäubung erlaubt, weil keine praxistaugliche Alternative verfügbar ist oder die menschliche und tierische Gesundheit Vorrang hat. Ein solches Beispiel ist das betäubungslose Enthornen von Kälbern zur Verringerung der Verletzungsgefahr (§5 Abs. 3 TierSchG).

Im landwirtschaftlichen Bereich ist das wichtigste Regelwerk die Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung (TierSchNutzV). Sie beschreibt Mindestanforderungen für Haltungsbedingungen von Kälbern, Legehennen, Masthühnern, Schweinen und Mastkaninchen (siehe Kapitel 2.1.6), jedoch nicht für Milchkühe, Mastrinder, Schafe, Ziegen oder anderes Geflügel. Darüber hinaus gibt es zahlreiche weitere Gesetze und Verordnungen, die Zucht, Hygiene bei Schweinen, Seuchenbekämpfung, Futtermittel, Transport, Schlachtung, Jagd von Wildtieren und Tierversuche regeln.

3. Umweltbelastung durch die landwirtschaftliche Nutztierhaltung

3.1. Belastung durch Nährstoffüberschüsse

Zusammenfassung

Um dem Boden die über den Pflanzenanbau entzogenen Nährstoffe wie Stickstoff, Phosphor und Kalium zurückzuführen und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, werden in der Landwirtschaft Nährstoffe über synthetische und organische Düngemittel ausgebracht. Oft können die mit der Düngung ausgebrachten Nährstoffe von den Pflanzen nicht vollständig aufgenommen werden. Eine Düngung nach guter fachlicher Praxis orientiert sich deshalb unmittelbar am Nährstoffbedarf der jeweiligen Kulturpflanze in Abhängigkeit von Standort und Umweltbedingungen.

Um die Verluste von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in die Umwelt abschätzen zu können, werden Nährstoffbilanzen erstellt. In diesen Bilanzen werden die Zu- und Abfuhr von Nährstoffen summiert. Ein positiver Saldo zeigt eine Nährstoffanreicherung, ein negativer Saldo einen Nährstoffabbau an.

Die Höhe des Bilanzüberschusses wird in der landwirtschaftlichen Praxis maßgeblich vom Nährstoffanfall über organische Düngemittel (Wirtschaftsdünger und Gärreste aus Biogasanlagen) beeinflusst. In Regionen mit sehr intensiver Viehhaltung fallen hohe Nährstoffmengen in Wirtschaftsdüngern an. Diese Mengen übersteigen häufig den regionalen Nährstoffbedarf. Entsprechend hoch sind die Nährstoffüberschüsse und die potenziellen umweltrelevanten Nährstoffverluste.

3.1.1. Stickstoff

Seit der Entwicklung der industriellen Stickstofffixierung am Anfang des 20. Jahrhunderts gibt es synthetische Dünger mit direkt pflanzenverfügbarem Stickstoff und die Entkopplung von Pflanzenbau und Tierhaltung nahm zu. Dies förderte die Bildung von Regionen mit teilweise sehr hohen Viehbesatzdichten und führte zu hohen Futtermittelimporten (siehe Kapitel 2). Da die in den Futtermitteln enthaltenen Nährstoffe als tierische Exkremente in der Region bleiben und nur in geringem Umfang abtransportiert werden, fallen große Mengen an organischen Düngern an, die pflanzenbaulich nicht mehr effizient zu verwerten sind. Die Folge sind hohe Nährstoffüberschüsse (BMEL 2019, S. 25).

Quantifizierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge

Eines der wichtigsten Instrumente zur Quantifizierung der potenziellen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Umwelt ist die Nährstoffbilanzierung. Diese erfolgt insbesondere für Stickstoff auf verschiedenen Betrachtungsebenen – vom einzelnen Schlag auf dem Feld bis für den gesamten Sektor eines Landes – und nach unterschiedlichen methodischen Ansätzen. Aufgrund dessen hängt die Vergleichbarkeit und auch Belastbarkeit der Bilanzierungsergebnisse ganz wesentlich vom Bilanzierungsraum, dem verwendeten Berechnungsverfahren und der Datenbasis ab.

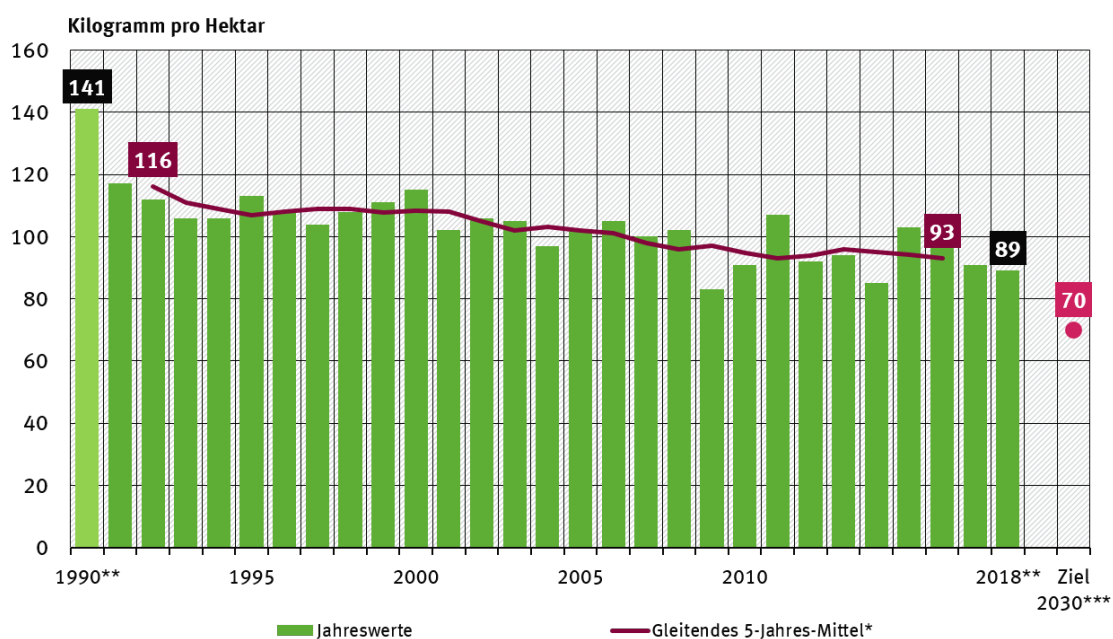
Um die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft in Deutschland zu quantifizieren, wird eine Stickstoff-Gesamtbilanz nach dem Hoftorprinzip ohne die innerbetrieblichen Nährstoffströme berechnet. Dagegen werden auf kleineren regionalen Ebenen (zum Beispiel Kreis- oder Gemeindeebene) überwiegend Flächenbilanzen erstellt. Die Einzelbetriebsebene spielt bei der landwirtschaftlichen Beratung und im Ordnungsrecht eine wichtige Rolle (siehe Kapitel 4.1.1).

Nationaler Stickstoffüberschuss der Gesamtbilanz

In der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2018) ist der „Stickstoffüberschuss“ einer der zentralen Indikatoren für die nachhaltige Entwicklung der deutschen Landwirtschaft. Berechnet wird die Differenz zwischen der sektoralen Stickstoffzufuhr und –abfuhr. Der Indikator umfasst also die Stickstoffüberschüsse aus der Tierhaltung und dem Pflanzenbau ohne Differenzierung in einzelne Teilbereiche. Der abgebildete Stickstoffüberschuss ist somit ein Maß für das gesamte Stickstoff-Verlustpotenzial der deutschen Landwirtschaft und gibt als solches die potenziellen Stickstoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer sowie in die Atmosphäre an. Um die durch Witterung und Düngerpreise verursachten jährlichen Schwankungen auszugleichen, wird ein gleitendes Fünfjahresmittel für das jeweils mittlere Jahr angegeben. In der jüngsten Neuauflage der Nachhaltigkeitsstrategie wurde der Zielwert für den zu erreichenden Stickstoffüberschuss bis 2030 auf 70 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (im Jahresmittel von 2028 bis 2032) festgelegt (ebd., S. 53). Das in der Nachhaltigkeitsstrategie von 2002 formulierte Ziel, den N-Überschuss bis 2010 auf unter 80 Kilogramm Stickstoff pro Hektar abzusenken, wurde deutlich verfehlt.

Das aktuelle 5-Jahresmittel des nationalen Stickstoffüberschusses für 2016 liegt bei 93,4 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (BMEL 2020n, Abbildung 8). Seit Anfang der 1990er-Jahre sind die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse somit zwar um knapp 20 Prozent zurückgegangen (ebd., Abbildung 8), jedoch ist speziell in den vergangenen 10 Jahren kein eindeutiger Trend mehr erkennbar. Technische Maßnahmen zur Verbesserung der Ressourceneffizienz leisteten einen wichtigen Beitrag zur Reduzierung der Überschüsse: Stickstoffdünger werden heute immer effizienter eingesetzt, der Anbau von ertragsstarken Kulturen wurde ausgeweitet und bei Nutztieren wurde eine bessere Futterverwertung erreicht. Zum großen Teil resultiert die Abnahme des Stickstoffüberschusses aber aus dem starken Rückgang der Tierbestände in den neuen Bundesländern Anfang der 1990er-Jahre (BMEL 2020a).

Abbildung 8: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft in Deutschland von 1990 bis 2018



*jährlicher Überschuss bezogen auf das mittlere Jahr des 5-Jahres-Zeitraums (aus gerundeten Jahreswerten berechnet)

** 1990: Daten zum Teil unsicher, nur eingeschränkt vergleichbar mit Folgejahren. ** 2018: vorläufige Daten

*** Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, bezogen auf das 5-Jahres-Mittel des Zeitraums 2028 – 2032

Quelle: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2020n

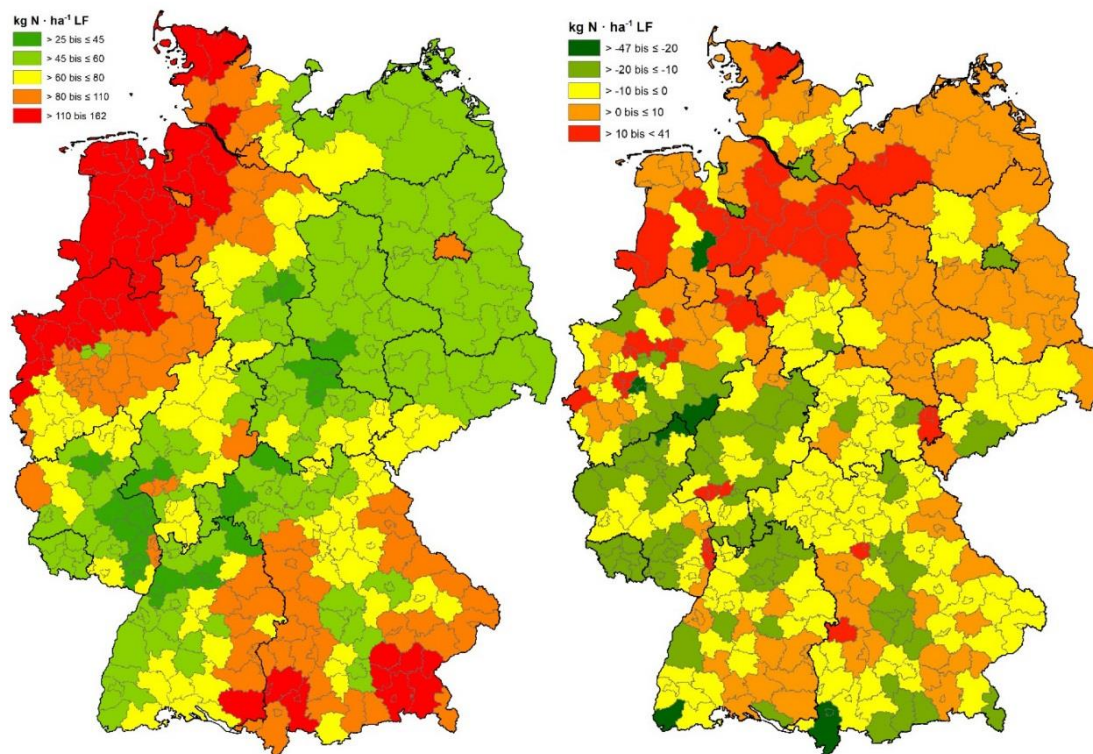
Regionale Stickstoffüberschüsse der Flächenbilanz

Die regionalen Unterschiede können sichtbar gemacht werden, indem Stickstoffbilanzen auf verschiedenen räumlichen Ebenen (Land, Kreis, Gemeinde) berechnet werden. Aus Gründen der Datenverfügbarkeit und des Verwendungszwecks werden hauptsächlich Flächenbilanzen auf Kreisebene berechnet. Die Flächenbilanz ist eine Teilbilanz der Gesamtbilanz, in der die Stickstoffzufuhr und -abfuhr auf beziehungsweise von der landwirtschaftlich genutzten Fläche miteinander verrechnet wird. Der Überschuss der Flächenbilanz gilt als Maß für das Auswaschungs- und Abschwemmungspotenzial von Nitrat-Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässer. Dabei hängt es sehr stark von den regionalen Standort- und Klimaverhältnissen ab, über welche Verlustpfade die Nährstoffüberschüsse in die verschiedenen Umweltkompartimente gelangen (siehe Kapitel 3.1.2). Um ein Gesamtbild über alle umweltrelevanten Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft zu erhalten, müssen neben den Flächenbilanzüberschüssen auch die atmosphärischen Stickstoff-Emissionen (vor allem Ammoniak-Emissionen, siehe Kapitel 3.2.1) aus landwirtschaftlichen Quellen betrachtet werden.

Die Höhe des Flächenbilanzüberschusses wird maßgeblich vom Stickstoffanfall über organische Düngemittel (Wirtschaftsdünger und Gärreste) beeinflusst. In Regionen mit sehr intensiver Tierhaltung, wie es beispielsweise in Nordwestdeutschland der Fall ist, fallen auch vergleichsweise hohe Mengen an Stickstoff in Wirtschaftsdüngern an. Diese Mengen übersteigen häufig den Nährstoffbedarf der angebauten Kulturpflanzen und entsprechend hoch sind die Nährstoffüberschüsse und die potenziellen umweltrelevanten Nährstoffverluste. In vielen Landkreisen in Nordwestdeutschland sind gegenwärtig Flächenbilanzüberschüsse von über 120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar landwirtschaftliche Fläche zu verzeichnen (Abbildung 9). Als Gründe hierfür sind neben den hohen Viehbesatzdichten und vielen Biogasanlagen auch Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden zu nennen. Daneben gibt es in Deutschland aber auch Kreise mit Überschüssen von weniger als 30 Kilogramm Stickstoff pro Hektar landwirtschaftliche Fläche. Der deutliche Anstieg des Flächenbilanzüberschusses, der seit 1995 bis 1997 hauptsächlich in Norddeutschland zu beobachten ist (Abbildung 9), ist im Wesentlichen auf zwei Entwicklungen zurückzuführen. Diese sind zum einen der weitere Anstieg der Viehbesatzdichten und zum anderen die verstärkte Verbringung von organischen Wirtschaftsdüngern aus den tierstarken Regionen in Ackerbauregionen mit geringem Viehbesatz.

Abbildung 9: Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland

Abbildung links: Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland, Mittel 2015-2017;
Abbildung rechts: Änderung des Stickstoff-Flächenbilanzüberschusses im Zeitraum 2015-2017 gegenüber dem Mittelwert 1995-1997.



Quelle: Umweltbundesamt, eigene Darstellung. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2018, <http://www.bkg.bund.de>.

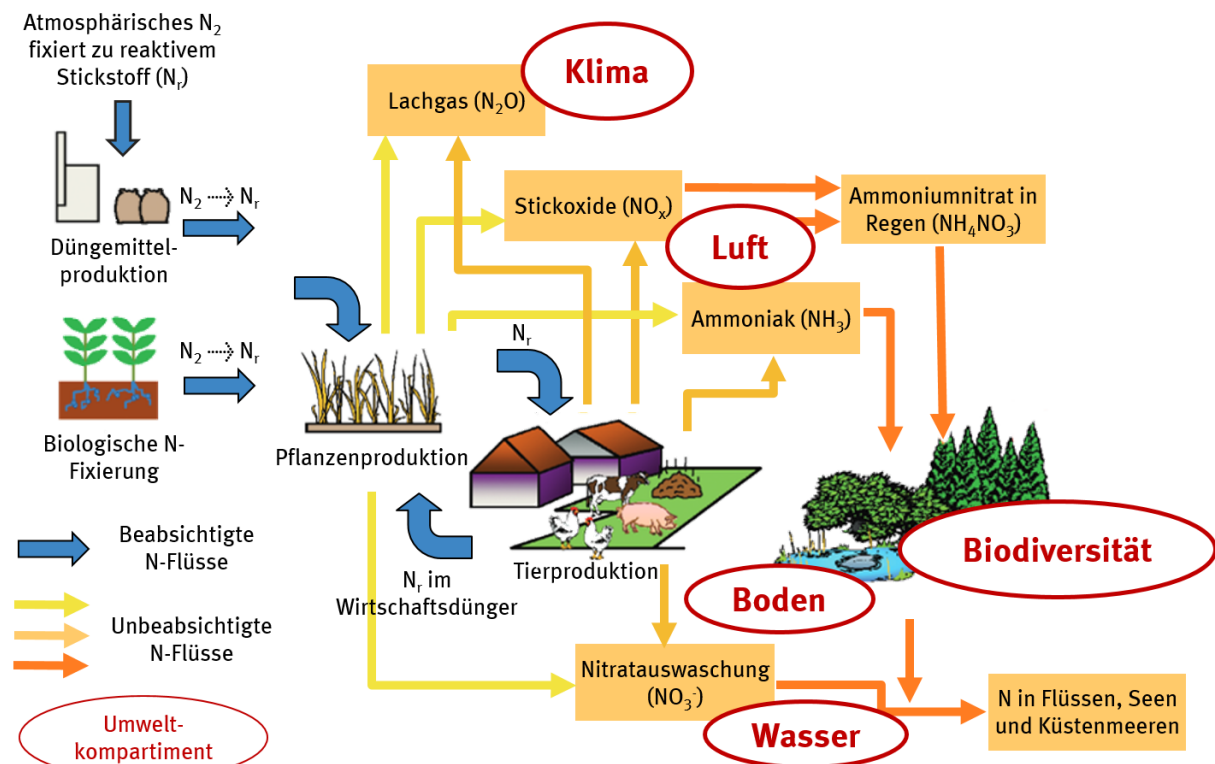
3.1.2. Eintragspfade und Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Nährstoffverlusten

Der überschüssige Stickstoff entweicht als Nitrat (NO_3^-) in Grund- und Oberflächengewässer und als Ammoniak (NH_3), Stickoxide (NO_x) und Lachgas (N_2O) in die Atmosphäre (Abbildung 10).

Stickstoffverbindungen wirken eutrophierend auf naturnahe terrestrische Ökosysteme. Langanhaltende, erhöhte Stickstoffeinträge über die Luft verändern die Gleichgewichte zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen (wie Magnesium, Phosphor und Kalium) im Boden und damit auch ihre ausgewogene Aufnahme durch die Pflanzen. Der unausgewogene Ernährungsstatus im Ökosystem führt zu geringerer Toleranz gegenüber kurzzeitigen Störungen oder Stress (Frost, Trockenheit, Schädlinge). Stickstoffeinträge sind eine Hauptursache für den Verlust biologischer Vielfalt in Europa.

Eine Nitratanreicherung im Grundwasser verursacht Probleme bei der Trinkwassergewinnung, Nitratreinträge in angeschlossene Oberflächengewässer führen zu einer Eutrophierung (Überbelastung mit Nährstoffen) von Flüssen, Seen und Küstenmeeren. Ammoniak und Stickoxide werden über die Luft oder über Niederschläge auf Landoberflächen eingetragen; sie verursachen dort eine zunehmende Bodenversauerung und Eutrophierung von Land- und Wasserökosystemen mit negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung.

Abbildung 10: Landwirtschaftliche Stickstoffflüsse, Verlustpfade und Umweltwirkungen



Quelle: verändert nach Sutton et al. 2011

Eine bedeutende Klimawirksamkeit geht zudem von den landwirtschaftlichen Lachgasemissionen aus (siehe Kapitel 3.3). Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft beeinträchtigen die ökologische Qualität von Oberflächengewässern, indem sie, ähnlich wie Stickstoff, zu einer Eutrophierung führen (Schnug und Kok 2016).

In landwirtschaftlichen Systemen kann durch eine zusätzliche Stickstoffzufuhr zusätzliches Pflanzenwachstum erzielt werden, da in den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden andere Pflanzennährstoffe wie Kalium oder Phosphor in ausreichendem Maße vorhanden sind. Die natürlicherweise begrenzte Stickstoffverfügbarkeit in landwirtschaftlichen Systemen hat früher die Qualität und Menge der Ernteerträge bestimmt. Heute ist Stickstoff in anorganischer Form als Mineraldüngemittel in der konventionellen Landwirtschaft nahezu unbegrenzt verfügbar.

Auch in natürlichen oder semi-natürlichen Ökosystemen wird durch eine zusätzliche Stickstoffzufuhr ein zusätzliches Pflanzenwachstum angeregt. Von einer zusätzlichen Stickstofffracht profitieren insbesondere jene Wildpflanzen, die unter den ursprünglich stickstofflimitierten Standortbedingungen weniger konkurrenzstark wären (sogenannte Stickstoffzeiger). Zu diesen stickstoffliebenden Pflanzen zählen beispielsweise bestimmte Gräser, Brombeere, Holunder und Brennnessel. Dadurch kommt es zur Verdrängung von Pflanzenarten und -gesellschaften, die stickstoffarme Standortbedingungen anzeigen. Bei einer durch eine zusätzliche Stickstoffzufuhr angeregten Biomasseproduktion kann es überdies zu Mangelercheinungen in Bezug auf andere Nährelemente kommen, da Stickstoff zwar im Überfluss vorhanden ist, andere Spurenelemente (zum Beispiel Kalium oder Magnesium) jedoch nicht in gesteigertem Maße vorkommen.

Während indirekte Einträge von Gülle und Jauche zum Beispiel durch Erosion und durch sukzessive Auswaschung von Nährstoffen oft chronische und damit langfristige Veränderungen in den Gewässern und deren Biozönosen durch Eutrophierung hervorrufen, sind direkte Einträge zum Beispiel bei Unfällen, Havarien oder bei illegaler Entsorgung von Gülle in Bäche

und Teiche meist mit drastischen und unmittelbar sichtbaren Auswirkungen für das aquatische Ökosystem, wie zum Beispiel Fischsterben verbunden. Eine Zunahme der Gülle-Transporte sowie der Speichermengen von Gülle können zu einer Zunahme von Havarien und somit potenziell auch von direkten Einträgen von Fäkalien in Gewässer führen.

3.1.3. Phosphor

Wird mehr Phosphor auf den Boden ausgebracht als die Pflanzen aufnehmen können, reichert sich Phosphor im Boden an. Wird der Oberboden durch Wasser und Wind abgetragen, gelangt der an die Bodenpartikel gebundene Phosphor in angeschlossene Oberflächengewässer und beeinträchtigt die Wasserqualität. Durch Erosion gehen in Deutschland jährlich durchschnittlich 7 bis 8 Kilogramm Phosphor pro Hektar landwirtschaftliche Fläche verloren (Schnug und Kok 2016).

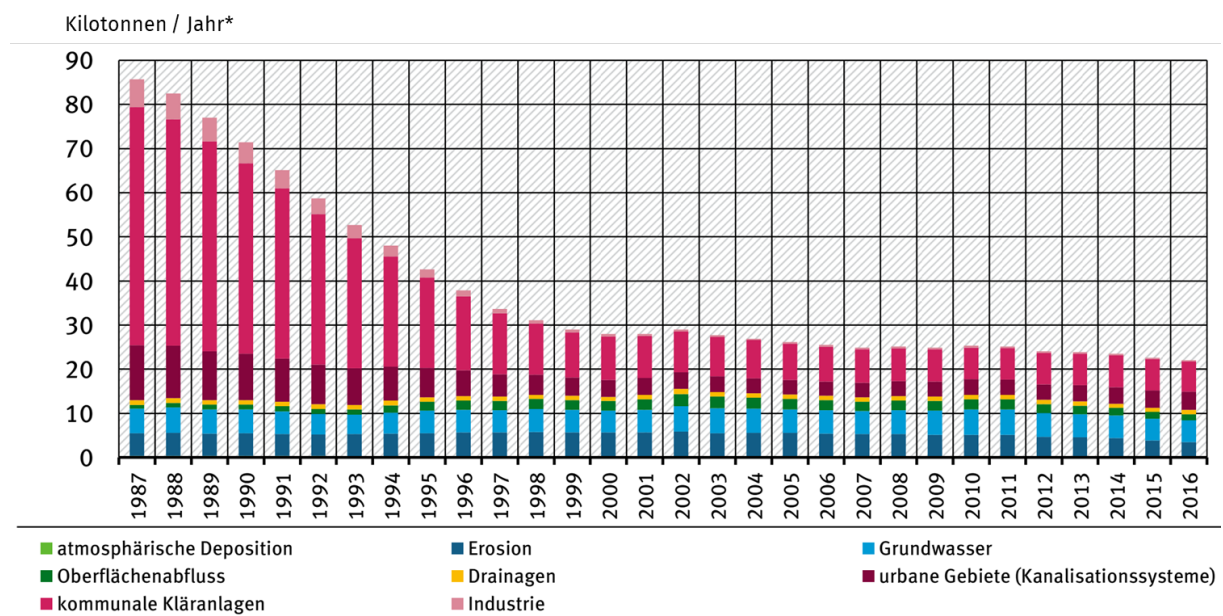
Wird Phosphordünger zudem zu ungeeigneten Zeitpunkten auf die Flächen ausgebracht, kann der Dünger über den Oberflächenabfluss direkt in die Gewässer gespült werden. Hinzu kommt, dass die Übersättigung des Bodens mit Phosphor dazu führen kann, dass der Nährstoff in gelöster Form ins Wasser gelangt (Holsten et al. 2016; Fischer et al. 2017; Amelung et al. 2018). Dieser Prozess tritt vor allem auf sauren Böden mit niedrigen pH-Werten auf, wie zum Beispiel auf landwirtschaftlich genutzten Torfböden - welche in Deutschland insbesondere in Regionen mit intensiver Tierhaltung zu finden sind.

Insbesondere in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte fallen mit der Gülle und anderen Wirtschaftsdüngern große Phosphormengen an, welche zum größten Teil lokal auf landwirtschaftliche Fläche verteilt werden (Fischer et al. 2017, S. 1131). In der Bilanz übersteigt der Phosphorgehalt im Futter in vielen Betrieben die Abfuhr mit den Produkten (Holsten et al. 2016, S. 18). Der dadurch entstehende Überschuss an Phosphor fällt vor allem als Gülle an. Die Mengen dieser Wirtschaftsdünger übersteigen dabei häufig den Pflanzenbedarf auf den für die Düngeerausbringung zur Verfügung stehenden Flächen.

Darüber hinaus enthalten die Wirtschaftsdünger gemessen am Pflanzenbedarf meist mehr Phosphor als Stickstoff (Holsten et al. 2016, S. 19). Wenn dann die Menge des aufzubringenden Wirtschaftsdüngers nach den Stickstoffgehalten bemessen wird, gelangt mehr Phosphor auf die Böden als pflanzenbaulich benötigt wird. Wird beispielsweise die zulässige Stickstoffmenge von 170 Kilogramm Stickstoff pro Hektar ausschließlich aus Wirtschaftsdüngern der Geflügelhaltung erbracht, können sich sehr hohe Phosphor-Überschüsse ergeben (ebd., S. 35).

Obwohl die Phosphorbelastung deutscher Oberflächengewässer in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen ist, sind nach wie vor an mehr als 60 Prozent der Messstellen deutscher Oberflächengewässer zu hohe Phosphor-Konzentrationen zu verzeichnen (UBA 2017a). Der Rückgang der Phosphoreinträge in die Gewässer geht vor allem auf stark gesunkene Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen zurück. Sie sanken seit 1987 um mehr als 80 Prozent (Abbildung 11). Die diffusen Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft sanken in der gleichen Zeitspanne wesentlich geringer, nämlich um lediglich rund 15 Prozent. Somit bleibt die Landwirtschaft eine der wichtigsten Quellen für Phosphoreinträge in deutsche Oberflächengewässer. Die Modellierung der diffusen Phosphoreinträge in deutsche Oberflächengewässer wird gegenwärtig im Rahmen eines UBA-Forschungsvorhabens überarbeitet und aktualisiert (UBA (in Vorbereitung)).

Abbildung 11: Gesamt-Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands



* 5-jähriges gleitendes Mittel

Quelle: Umweltbundesamt, eigene Darstellung

3.2. Belastung durch Luftschadstoffe

Zusammenfassung

Etwa 95 Prozent der gesamten deutschen Ammoniak-Emissionen im Jahr 2018 sind auf die Landwirtschaft zurückzuführen. Zwar gingen diese Emissionen Anfang der 1990er zurück, aber nur, weil in den neuen Bundesländern Tierbestände abgebaut wurden.

Seit 10 Jahren nehmen die Emissionen aus der Geflügelhaltung sogar wieder zu. Ammoniak tritt regional sehr ungleich verteilt auf, und zwar überall dort, wo sehr viele Nutztiere gehalten werden. Dies betrifft beispielsweise den Nordwesten Deutschlands.

Ammoniak kann in seiner Umgebung Pflanzen direkt schädigen, führt aber auch zur Überdüngung und Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Durch Umwandlung in andere stickstoffhaltige Verbindungen kann Ammoniak die menschliche Gesundheit in Form von Nitrat im Grundwasser oder in Form von Feinstaub in der Luft beeinträchtigen, beziehungsweise wirkt als Lachgas auf das Klima.

3.2.1. Ammoniak-Emissionen aus der Nutztierhaltung

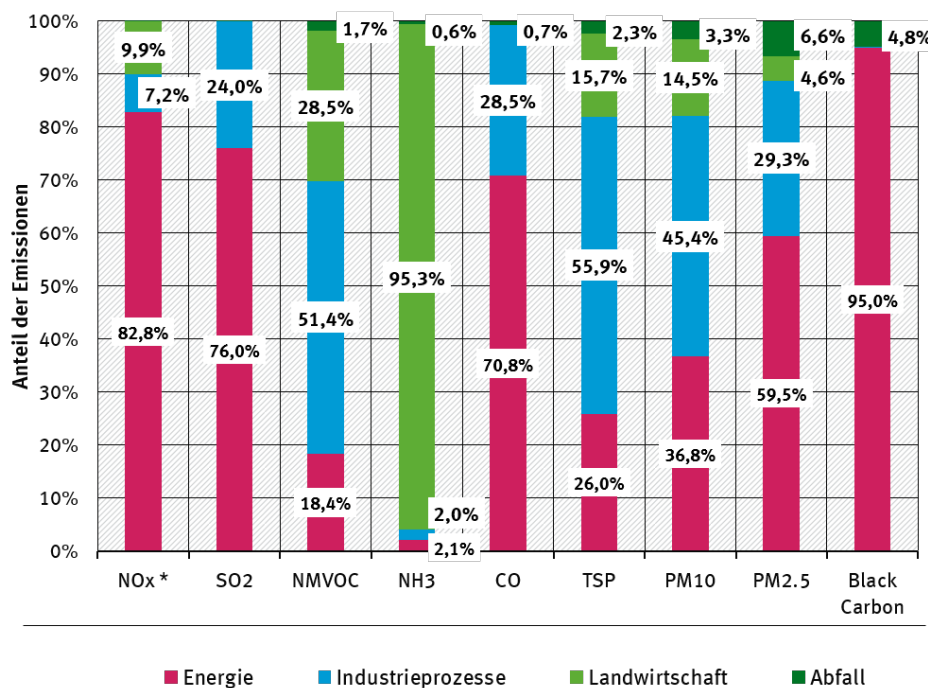
Ammoniak entsteht vornehmlich durch die landwirtschaftliche Nutztierhaltung, einschließlich der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie durch die Verwendung von synthetischen Düngemitteln in der Landwirtschaft.

Laut nationaler Berichterstattung über die Emissionen von Luftschadstoffen verursachten die Ammoniak-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement im Jahr 2018 etwa 44 Prozent der gesamten landwirtschaftlichen Emissionen (267 Kilotonnen). Von diesen Emissionen stammen 51,7 Prozent aus der Rinder- (138 Kilotonnen), 33,9 Prozent aus der Schweine- (90 Kilotonnen) und 11,6 Prozent aus der Geflügelhaltung (30,9 Kilotonnen) (UBA 2020a).

Im Jahr 2018 emittierte die Kategorie der landwirtschaftlichen Böden 336 Kilotonnen Ammoniak oder 55,4 Prozent der gesamten landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen in

Deutschland (607 Kilotonnen). Die wichtigsten Beiträge zu den gesamten Ammoniak-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden sind die Ausbringung von Wirtschaftsdünger mit 197 Kilotonnen (58,5 Prozent) und die Ausbringung von synthetischen Stickstoff-Düngemitteln mit 73,5 Kilotonnen (21,9 Prozent). Stickstoff-Ausscheidungen auf Weiden haben einen Anteil von 8,7 Kilotonnen oder 2,6 Prozent der Gesamtemission (UBA 2020b). Verglichen mit den landwirtschaftlichen Emissionsquellen sind industrielle Prozesse, Feuerungsprozesse, Anlagen zur Rauchgasentstickung sowie Katalysatoren in Kraftfahrzeugen von weitaus geringerer Bedeutung (Abbildung 12).

Abbildung 12: Anteil der landwirtschaftlichen Quellkategorie an den Gesamtemissionen von Luftschadstoffen 2018

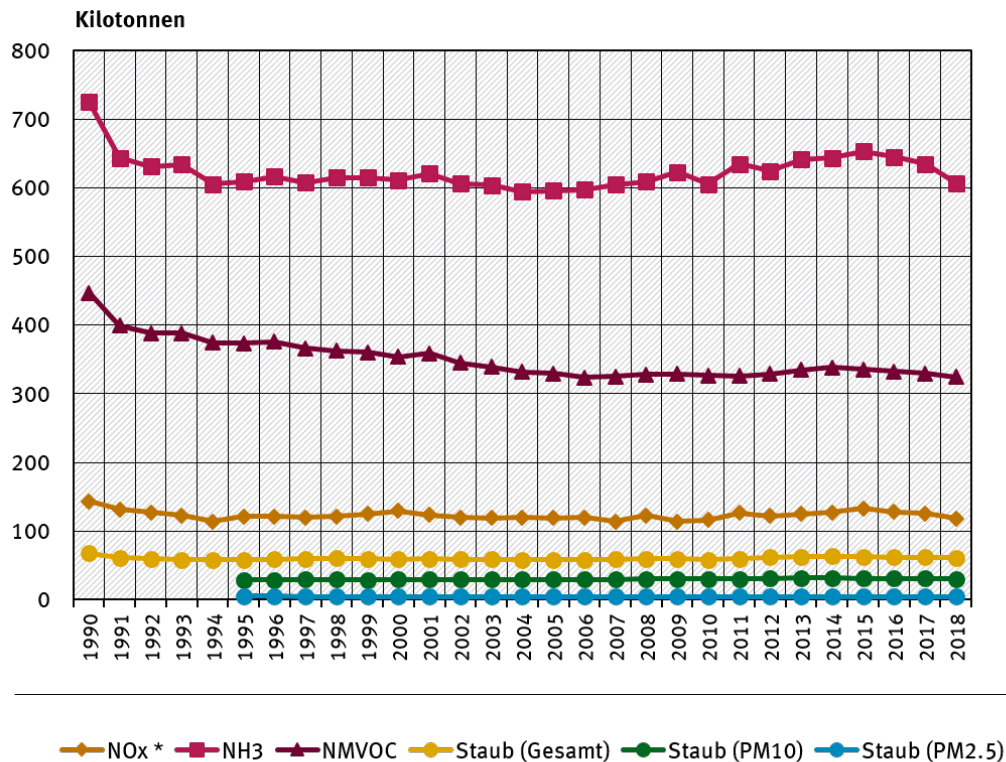


*NO_x: Stickoxide, SO₂: Schwefeldioxid, NMVOC: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, NH₃: Ammoniak, CO: Kohlenmonoxid, TSP: Gesamtstaub, PM₁₀: Feinstaub (Partikelgröße bis 10 Mikrometer Durchmesser), PM_{2.5}: Feinstaub (Partikelgröße bis 2,5 Mikrometer Durchmesser), Black Carbon: Ruß.
Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2019a

Die Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft dominieren seit Mitte der 1990er Jahre auch die in Säure-Äquivalenten berechneten, summierten Emissionen der Säurebildner Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide und Ammoniak. Berechnet man das Versauerungspotenzial dieser drei Schadstoffe, so ergibt sich wegen der erheblich stärkeren Emissionsminderung bei Schwefeldioxid und Stickoxiden ein steigender Einfluss von Ammoniak und somit der Landwirtschaft. Von 16 Prozent im Jahre 1990 stieg der Emissionsanteil der Landwirtschaft bei den Säurebildnern 2017 auf 53 Prozent (UBA 2020c).

Im Vergleich zu den übrigen, im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung dokumentierten Luftschadstoffen ist ein nennenswerter Minderungserfolg beim Ausstoß von Ammoniak nicht zu erkennen. Der vergleichsweise starke Rückgang der Emissionen von 1990 bis 1991 (Abbildung 13) ist auf den Rückgang der Tierbestände in den neuen Bundesländern nach der Wiedervereinigung zurückzuführen (siehe Kapitel 2.1.1).

Abbildung 13: Emissionen von Luftschadstoffen aus der Landwirtschaft 1990 bis 2018



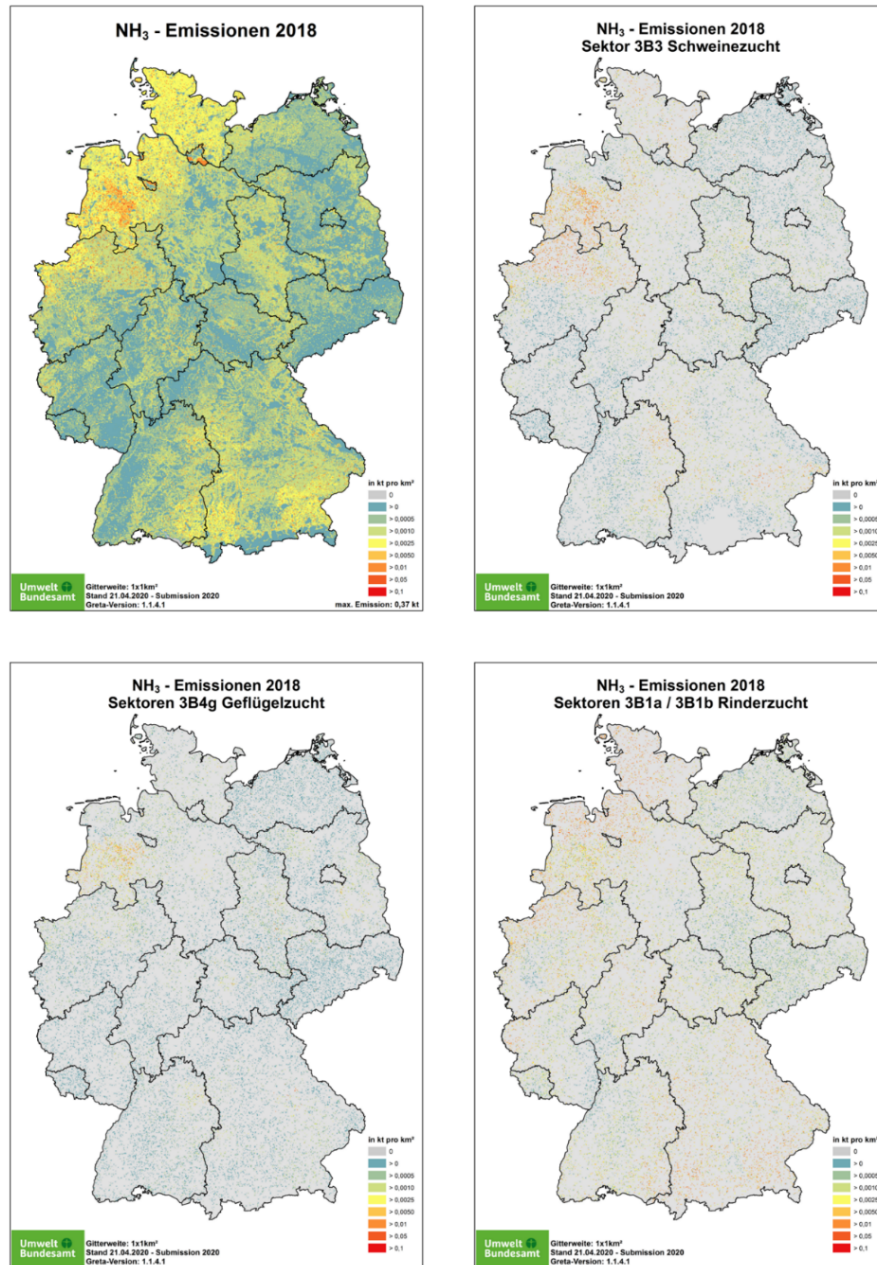
*NO_x: Stickoxide, NH₃: Ammoniak, NMVOC: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan, PM₁₀: Partikelgröße bis 1 Mikrometer Durchmesser, PM_{2.5}: Partikelgröße bis 2,5 Mikrometer Durchmesser.
Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2020d

In Deutschland entstehen die meisten Ammoniak-Emissionen im ländlichen Raum, insbesondere im Nordwesten sowie an verschiedenen Standorten im Süden der Republik (Abbildung 14), wo viele Rinder, Schweine und viel Geflügel gehalten werden. Bedeutsam sind außerdem die Ausstöße aus großen Tierhaltungsanlagen (Punktquellen), die im Rahmen der PRTR-Verordnung (Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister, englisch: Pollutant Release and Transfer Register, EU-VO 166/2006) berichtet werden müssen ⁷.

⁷ www.thru.de (Stand: 04.02.2021)

Abbildung 14: Räumliche Verteilung der Ammoniak-Emissionen der Nutztierhaltung in Deutschland im Jahr 2018

Dargestellt sind Emissionen aus Stall und Lagerung von Wirtschaftsdüngern (ohne Ausbringung von Wirtschaftsdüngern)



Quelle: Umweltbundesamt, eigene Darstellung

3.2.2. Emissionen weiterer Luftschadstoffe

Neben Ammoniak emittiert die Landwirtschaft in Deutschland weitere Luftschadstoffe (UBA 2020a): Die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) stammten 2018 im Sektor Landwirtschaft zu 97,6 Prozent (316,5 Kilotonnen) aus Stall und Lager. Auch zu Schwebstaub (TSP) und Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) leisteten die Emissionen aus Stall und Lager mit 71,4 Prozent (43,6 Kilotonnen), 43,0 Prozent (13,2 Kilotonnen) und 85,0 Prozent (3,8 Kilotonnen) einen erheblichen Beitrag innerhalb der Landwirtschaft. Insgesamt betrugen die landwirtschaftlichen Emissionen von TSP 61,1 Kilotonnen, von PM₁₀ 30,6

Kilotonnen und von PM_{2,5} 4,5 Kilotonnen. Die NO_x-Emissionen aus Stall und Lager trugen hingegen nur 1,3 Prozent (circa 1,5 Kilotonnen) zu den gesamten landwirtschaftlichen NO_x-Emissionen bei (ebd.).

Im Jahr 2018 waren landwirtschaftliche Böden die Quelle für 98,6 Prozent (116,9 Kilotonnen) der gesamten landwirtschaftlichen NO_x-Emissionen (118,6 Kilotonnen). Die NO_x-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden sind hauptsächlich auf die Anwendung von Mineraldünger (50,5 Prozent) und Wirtschaftsdünger (34,2 Prozent) zurückzuführen (UBA 2020b).

3.2.3. Umwelt- und Gesundheitsrisiken von landwirtschaftlichen Luftschadstoffemissionen

Luftschadstoffe können direkte Schäden an Pflanzen und Tieren verursachen und nach ihrer Ablagerung abiotische Umweltfaktoren verändern. Bestimmte Arten und Lebensgemeinschaften werden dadurch verdrängt. Hohe Einträge luftgetragener Schadstoffe führen so zu einem Verlust an biologischer Vielfalt und bedrohen naturnahe Ökosysteme dauerhaft in ihrer Existenz. Hohe Luftschadstoffbelastungen können überdies die menschliche Gesundheit belasten. Die Begrenzung der Luftbelastung ist deshalb ein entscheidender Schritt zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt. Einige Luftschadstoffe können zudem Schäden an Bauwerken oder Materialien verursachen.

Der Eintrag von Ammoniak und dem nach Umwandlung entstehenden Ammonium (NH₄⁺) kann Land- und Wasserökosysteme durch Versauerung und Eutrophierung (Nährstoffanreicherung) erheblich schädigen. Die durch reaktive Stickstoffeinträge verursachte Bodenversauerung und Nährstoffübersorgung natürlicher und naturnaher Ökosysteme (wie zum Beispiel Moore, Magerstandorte, Gewässer) können zu Veränderungen der Artenvielfalt führen. Besonders hohe Ammoniakkonzentrationen in der Umgebung von großen Tierhaltungsanlagen können zu direkten Schäden an der Vegetation führen. Nach Verlust in die Umwelt kann sich Ammoniak über die Stickstoffkaskade auch in eine der zahlreichen anderen umweltwirksamen stickstoffhaltigen Verbindungen umwandeln, mit negativen Folgen für die Qualität der Atemluft (Bildung von Feinstaub), die Wasserqualität (Nitrat in Grundwasser) und die Verschärfung des Klimawandels (Lachgas) (UBA 2014a).

Die Emissionen gasförmiger Vorläuferstoffe, insbesondere die Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung, tragen zur sekundären Feinstaubbildung bei. PM₁₀ kann beim Menschen in die Nasenhöhle, PM_{2,5} bis in die Bronchien und Lungenbläschen, und ultrafeine Partikel bis in das Lungengewebe und sogar in den Blutkreislauf eindringen. Je nach Größe und Eindringtiefe der Teilchen sind die gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub verschieden. Sie reichen von Schleimhautreizungen und lokalen Entzündungen in der Luftröhre und den Bronchien oder den Lungenalveolen bis zu verstärkter Plaquebildung in den Blutgefäßen, einer erhöhten Thromboseneigung oder Veränderungen der Regulierungsfunktion des vegetativen Nervensystems (UBA 2018b).

Stickoxide, insbesondere Stickstoffdioxid, können Pflanzen schädigen und unter anderem ein Gelbwerden der Blätter (sogenannte Nekrosen), vorzeitiges Altern und Kümmerwuchs bewirken. Zudem trägt Stickstoffdioxid zur Überdüngung und Versauerung von Böden und in geringem Maße auch von Gewässern bei (siehe Kapitel 3.1). In der Umwelt vorkommende Stickstoffdioxid-Konzentrationen sind vor allem für Menschen mit Asthma ein Problem, da sich eine Bronchialkonstriktion (Bronchienverengung) einstellen kann, die zum Beispiel durch die Wirkungen von Allergenen verstärkt werden kann (UBA 2016).

3.3. Belastung des Klimas durch Treibhausgase

Zusammenfassung

Im Gegensatz zu anderen Sektoren ist in der Landwirtschaft nicht die Entstehung von Kohlenstoffdioxid besonders relevant für den Treibhausgaseffekt, sondern vor allem – je zur Hälfte – die Lachgas- und Methanbildung. Methan wird von Wiederkäuern bei der Verdauung und in der Gülle gebildet und ist fast 25-mal klimawirksamer als Kohlenstoffdioxid. In Deutschland stammt es hauptsächlich von Rindern. Lachgas entsteht auf Böden, die mit Gülle oder Mist gedüngt werden und ist sogar fast 265-mal klimawirksamer als Kohlenstoffdioxid.

Die Landwirtschaft stieß im Jahr 2018 umgerechnet 63,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente aus (7,4 Prozent der deutschen Treibhausgas-Emissionen). Davon stammen zwei Drittel (40,4 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente) aus der Tierhaltung. Zu Beginn der 1990er Jahre gingen die Treibhausgas-Emissionen aus der Tierhaltung zurück, als Tierbestände in den neuen Bundesländern abgebaut wurden. Auch die anaerobe Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen und die gasdichte Lagerung von Gärresten nahm seither zu und führte zu einer Verringerung der Treibhausgas-Emissionen.

Die Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft in Deutschland betrugen im Jahr 2018 rund 63,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente (UBA 2020e, Abbildung 15). Das sind 7,4 Prozent der Gesamtemissionen Deutschlands. Die im Rahmen der nationalen Emissionsinventare berichteten Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft umfassen die Emissionen aus der Tierhaltung und der Nutzung landwirtschaftlicher Böden sowie aus der Vergärung von Energiepflanzen. Emissionen aus dem Vorleistungsbereich (zum Beispiel die Düngemittelherstellung), aus der landwirtschaftlichen Nutzung von Energie (zum Beispiel der Treibstoffverbrauch) sowie landwirtschaftliche Landnutzungsänderungen werden den Regelwerken entsprechend an anderer Stelle in den nationalen Inventaren berichtet.

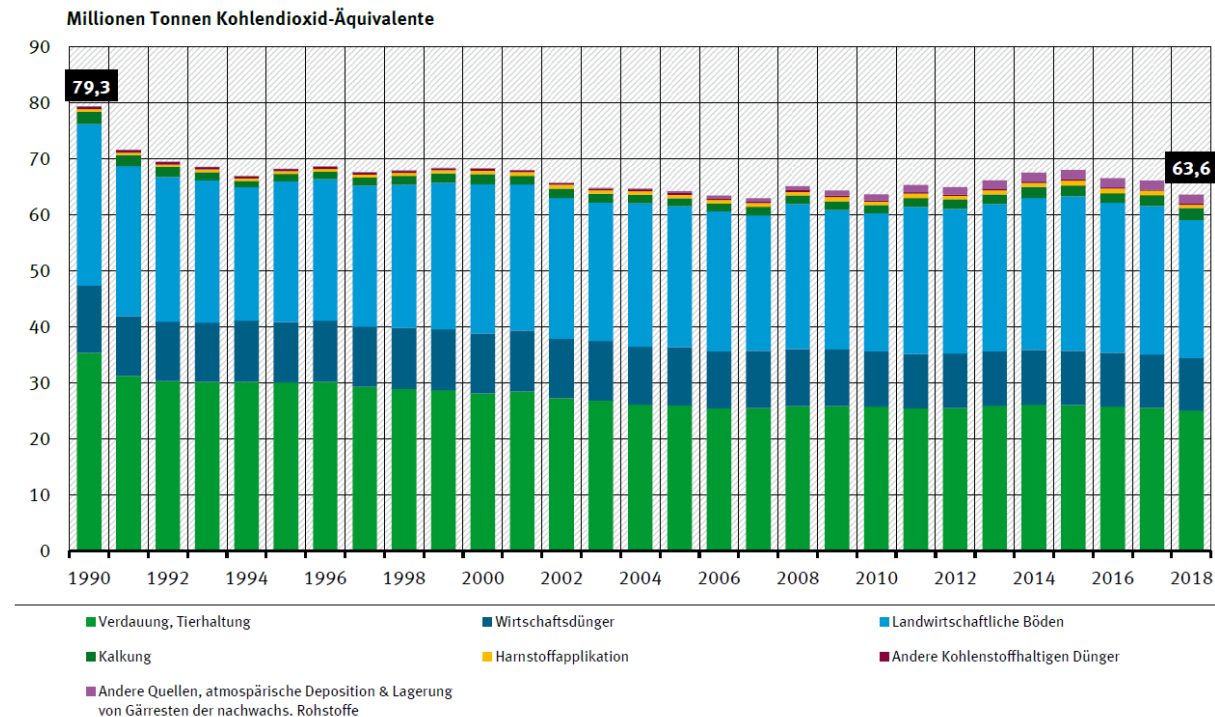
Wesentliche Quellen des landwirtschaftlichen Treibhausgas-Ausstoßes sind Methan-Emissionen aus der Tierhaltung und Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden, auf die Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung (Gülle, Jauche, Festmist) ausgebracht werden. Insgesamt sind mit etwa 40,4 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten rund 63,6 Prozent der landwirtschaftlichen Gesamtemissionen (ohne Berücksichtigung von Emissionen aus der Deposition) und damit der größte Teil unmittelbar auf die Tierhaltung zurückzuführen (UBA 2020e, Abbildung 15). Auf alle Quellen bezogen stammen damit circa 5 Prozent der deutschen Treibhausgas-Emissionen aus der Tierhaltung (UBA 2020f).

Die Besonderheit der Landwirtschaft im Vergleich zu anderen Sektoren aus der Treibhausgasbilanz liegt darin, dass der Anteil der Kohlendioxid-Emissionen an den Gesamtemissionen mit 4,6 Prozent sehr klein ist. Das Treibhauspotenzial wird vielmehr durch Methan- (51,2 Prozent) und Lachgasemissionen (44,2 Prozent) verursacht (UBA 2020e). Diese beiden Treibhausgase entstehen in der deutschen Landwirtschaft fast ausschließlich in der Tierhaltung. Methan (CH₄) ist auf hundert Jahre bezogen 25-mal und Lachgas sogar 265-mal klimawirksamer als Kohlenstoffdioxid.

Methan entsteht in der Landwirtschaft vor allem während des Verdauungsvorgangs (Fermentation) von Wiederkäuern sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Festmist, Gülle und Gärreste). Methan-Emissionen aus der Fermentation sind fast vollständig auf die Rinderhaltung zurückzuführen; darunter sind Milchkühe die bedeutendsten Quellen. Die Verdauung trug 2018 mit 77 Prozent zu den Methan-Emissionen der deutschen Landwirtschaft bei, das Wirtschaftsdüngermanagement (das heißt inklusive Wirtschaftsdünger-Gärreste und Weidegang) mit 19 Prozent (UBA 2020e). Dabei ging der

größte Anteil der Methan-Emissionen aus Wirtschaftsdünger auf Rinder, in geringerem Maße auf Schweine und Schafe zurück. Die Beiträge anderer Tiergruppen (zum Beispiel Geflügel, Ziegen, Pferde) sind vergleichsweise unbedeutend (UBA 2020a, S. 491).

Abbildung 15: Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft nach Kategorien



Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2019b

Hinweis: Die Aufteilung der Emissionen entspricht der UN-Berichterstattung, nicht den Sektoren des Aktionsprogrammes Klimaschutz 2020

Die Lachgasemissionen aus der Nutztierhaltung betrugen 2018 ungefähr 9,2 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Sie werden zum einen dem Wirtschaftsdüngermanagement (3,2 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente), zum anderen der Kategorie landwirtschaftliche Böden (4,7 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente aus Wirtschaftsdüngerausbringung (inklusive Gärrestausbringung) und 1,3 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente aus Weidegang) zugeordnet (UBA 2020e). Die bedeutendsten landwirtschaftlichen Quellen für Lachgasemissionen sind die Lagerung von Wirtschaftsdüngern und die Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldüngern.

Die Treibhausgas-Emissionen aus dem Bereich Landwirtschaft sind seit 1990 von 79,2 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten um 19,7 Prozent zurückgegangen (UBA 2020e). Der Rückgang der landwirtschaftlichen Emissionen gegenüber 1990 ist vor allem auf den Abbau der Tierbestände in den neuen Bundesländern bis 1992 zurückzuführen. Ein weiterer Grund für den Rückgang der Methan- und Lachgasemissionen seit 1990 liegt in der Verbreitung der anaeroben Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen und der teilweise gasdichten Lagerung von Gärresten (siehe Kapitel 4.3) (Rösemann et al. 2019). Auf der anderen Seite nimmt seit 2005 als neue Emissionsquelle im Inventar der Anteil der Treibhausgas-Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Gärresten nachwachsender Rohstoffe zu. Die Ursache ist der ansteigende Substratbedarf für Biogasanlagen.

Entsprechend der Sektoreinteilung des Klimaschutzgesetzes lag die Landwirtschaft im Jahr 2018 an fünfter Stelle der Emittenten (Energiewirtschaft: 305 Millionen Tonnen, Industrie: 195 Millionen Tonnen, Gebäude: 117 Millionen Tonnen, Verkehr: 162 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente). Mit fortschreitender Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Energien werden der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen und damit die Bedeutung der

Landwirtschaft für den Klimaschutz weiter steigen. In diesem Sinne geht das UBA in einer Projektstudie für ein treibhausgasneutrales Deutschland davon aus, dass der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen im Jahr 2050 bei rund 60 Prozent liegen wird (UBA 2013a).

Ein Teil der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden, der Kalkung, der Harnstoffanwendung, sowie der landwirtschaftlichen Landnutzung und Landnutzungsänderung geht auf den Anbau von Tierfuttermitteln zurück. Im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung wird allerdings nicht zwischen den Emissionen für die Futter- und Nahrungsmittelproduktion unterschieden. Eine näherungsweise Abschätzung der gesamten Treibhausgas-Emissionen aus der deutschen Futtermittelproduktion ist deshalb nur auf Grundlage von produktbezogenen CO₂-Bilanzen gängiger Tierfuttermittel möglich. Die mit dem Import von Tierfuttermitteln verbundenen Treibhausgas-Emissionen werden im Rahmen der Emissionsberichterstattung ebenfalls nicht erhoben.

Zahlreiche Studien belegen, dass die Produktion pflanzlicher Ernährungsgüter geringere Treibhausgasemissionen verursacht als die tierischer Produkte (Notarnicola et al. 2017a, b; Poore und Nemecek 2018; Reinhardt et al. 2020, siehe Kapitel 5.1.2).

3.4. Belastung durch Pflanzenschutzmittel, Tierarzneimittel und Biozide

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft in Deutschland – insbesondere die Nutztierhaltung – greift auf eine Vielzahl von Chemikalien zurück, um die Produktionsprozesse effizienter und steuerbarer zu gestalten und für den Verzehr sichere Lebens- und Futtermittel zu produzieren. Pflanzenschutzmittel wirken unter anderem gegen Insekten, Pilze und unerwünschte Begleitflora, oft „Unkraut“ genannt. Mit Tierarzneimitteln werden Krankheiten bekämpft. Zur Vermeidung von Krankheiten werden Biozidprodukte wie zum Beispiel Desinfektionsmittel oder Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt, um den Keimdruck in Ställen zu reduzieren und mögliche Krankheitsüberträger wie Fliegen zu bekämpfen. Alle diese Stoffe können – auch bei sachgemäßer Anwendung – über zum Beispiel Abdrift, Gülle und Abwasser in die Umwelt gelangen. Dort schädigen sie Nicht-Zielorganismen oft genauso wie die Schädlinge, gegen die sie gedacht waren.

Der Anbau von Futtermitteln benötigt ebenso Pflanzenschutzmittel wie der Anbau von Lebensmitteln für den menschlichen Verbrauch. Damit fördert die Tierhaltung indirekt auch alle negativen Umweltwirkungen, die der Ackerbau allgemein mit sich bringt. Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verringert die Menge an Insekten und Vögeln und führt zu Rückständen im Grund- und Trinkwasser.

Tierarzneimittel und ihre Abbauprodukte werden von den Tieren wieder ausgeschieden und gelangen hauptsächlich über Stallmist und Gülle in die Umwelt. Die Menge von abgegebenen Tierarzneimitteln sinkt zwar, seit es eine Dokumentationspflicht bei Masttieren gibt. Dennoch finden sich, besonders Antibiotika, in Böden und Gewässern wieder, wo sie schädlich auf Tiere, Bakterien und Pflanzen wirken. Auch die Verbreitung von Bakterien, die gegen Antibiotika resistent werden, wird so gefördert – was nicht zuletzt auch für die menschliche Gesundheit ein Risiko darstellt.

Biozide sind Mittel, die für die Hygiene im Stall sorgen und damit vor Krankheiten schützen können. Obwohl sie meist in Stallgebäuden angewendet werden, können Produktreste durch die Reinigung des Stalls und die Gülle indirekt in die Umwelt gelangen. In der Umwelt kann es neben der Wirkung auf Schädlinge, gegen die sie gedacht waren, auch zu unbeabsichtigten Effekten kommen. Denn die

enthaltenen Stoffe wirken oft unspezifisch auf große Organismengruppen – dabei unterscheiden sie jedoch nicht zwischen Nützlingen oder Schädlingen.

3.4.1. Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Futtermittelproduktion

Auf Flächen zu Futterproduktion lastet häufig ein hoher Nutzungsdruck, um einerseits die erforderlichen Futtermittelmengen zu produzieren und andererseits die aus der Tierhaltung anfallenden Wirtschaftsdünger aufzunehmen. Der intensivierte Einsatz potenziell umweltbelastender Stoffe im Futtermittelanbau kann schädliche Umweltwirkungen hervorrufen. Neben mineralischen und organischen Düngemitteln (siehe Kapitel 3.1), Tierarzneimitteln (Kapitel 3.4.2) und Bioziden (Kapitel 3.4.3) stellt insbesondere auch der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel einen hochrelevanten stofflichen Umweltstressor dar.

Pflanzenschutzmittel kommen in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion zum Einsatz, um die Kulturpflanzen vor schädlichen Bakterien, Viren und Pilzen, tierischen Schadorganismen und der Konkurrenz durch unerwünschte Begleitkräuter zu schützen. Zusammen mit der Züchtung und Verbreitung ertragreicher Hochleistungssorten und dem Einsatz leicht löslicher Mineraldüngemittel hat der Einsatz wirkungsvoller Pflanzenschutzmittel den modernen intensiven Pflanzenbau erst ermöglicht. Dieser Pflanzenbau ist vielerorts durch eine enge Fruchtfolge, dichte Kulturpflanzenbestände, eine nur rudimentäre Begleitflora und große Schlaggrößen gekennzeichnet (Gutsche 2012).

Welche Pflanzenschutzmittel in welcher Menge und Häufigkeit eingesetzt werden, ist unter anderem von den jeweiligen Standortbedingungen, der angebauten Futterpflanze und der Fruchtfolgeplanung abhängig:

Auf etablierten Dauergrünlandflächen kommen üblicherweise kaum bis gar keine Pflanzenschutzmittel zum Einsatz; Ausnahmen sind eher kleinräumige Anwendungen oder die Einzelpflanzenbehandlung mit Herbiziden im Falle lokaler Problemverunkrautungen. Der „toxische Druck“ durch Pflanzenschutzmittel auf Dauergrünland darf insofern als gering bis vernachlässigbar eingestuft werden. Die weitgehend giftfreie Bewirtschaftung schafft somit sowohl in konventionell als auch in biologisch arbeitenden Betrieben gute Voraussetzungen für eine hohe ökologische Wertigkeit des Dauergrünlandes. Für die ökologische Qualität von (Dauer-)Grünlandflächen ist neben den natürlichen Standortfaktoren allerdings auch der Besatz mit Weidetieren, die Nutzungsintensität (zum Beispiel die jährliche Anzahl und Frequenz der Schnittnutzung) und insbesondere auch die Art und Intensität der Wirtschaftsdüngerausbringung aus der Tierhaltung bedeutsam (siehe Kapitel 2.1.7).

Anders stellt sich die Situation auf den in Deutschland für den Anbau von Futtermitteln genutzten Ackerflächen dar. Das in Deutschland erzeugte Ackerfutter wird überwiegend im konventionellen Anbau produziert (BMEL 2019, S. 32), wo regelmäßig und großflächig chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden. Die verfügbaren agrar- und umweltstatistischen Erhebungen erlauben leider keine detaillierten Aussagen über die Menge der unmittelbar für die Ackerfuttererzeugung eingesetzten Pflanzenschutzmittel. Im Jahr 2017 wurden etwa 34.000 Tonnen Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (ohne inerte Gase, ohne Abgabe für die nicht-berufliche Verwendung) abgegeben (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) 2020a, S. 10). Welcher Anteil davon auf den Anbau von Tierfuttermitteln entfiel, kann lediglich auf Grundlage der bekannten Anbauflächen für Ackerfuttermittel abgeschätzt werden. Bei einer entsprechenden Überschlagsrechnung ist allerdings zu berücksichtigen, dass Pflanzenschutzmittel auch im außerlandwirtschaftlichen Bereich eingesetzt werden. Weiterhin ist die Behandlungsintensität mit Pflanzenschutzmitteln

sowohl in Dauerkulturen als auch in zahlreichen ackerbaulichen Kulturen, die der menschlichen Ernährung dienen, typischerweise höher als im Anbau von Ackerfuttermitteln (Roßberg 2016).

Die ausgeprägte räumliche Konzentration der landwirtschaftlichen Nutztierbestände in Deutschland (siehe Kapitel 2.1.3) hat unmittelbar Auswirkungen auf das regionale Fruchtartenspektrum, die Fruchtfolgegestaltung und damit auch auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. So werden in niedersächsischen Tierhaltungsregionen viele Ackerflächen mit vereinfachten Anbausystemen und mit einem hohen Anteil von Mais und Winterweizen bewirtschaftet (Stein und Steinmann 2018). Auf etwa einem Viertel des niedersächsischen Ackerlandes werden enge Fruchtfolgen mit mehr als 50 Prozent Maisanteil (Silomais als Tierfutter und Energiemais für Biogasanlagen) in der Fruchtfolge angebaut. Solche engen Fruchtfolgen führen oft zu Problemen mit Pflanzenkrankheiten und unerwünschter Begleitflora, denen typischerweise mit einem höheren Einsatz von Fungiziden und Herbiziden begegnet wird (Andert et al. 2016).

Die durch Pflanzenschutzmittel verursachten Umweltprobleme sind kein alleiniges Problem der Nutztierhaltung, sondern des Ackerbaus allgemein. Daher werden in Kapitel 4 keine spezifischen Maßnahmen zur Verringerung der Pflanzenschutzmittel-Einträge vorgestellt.

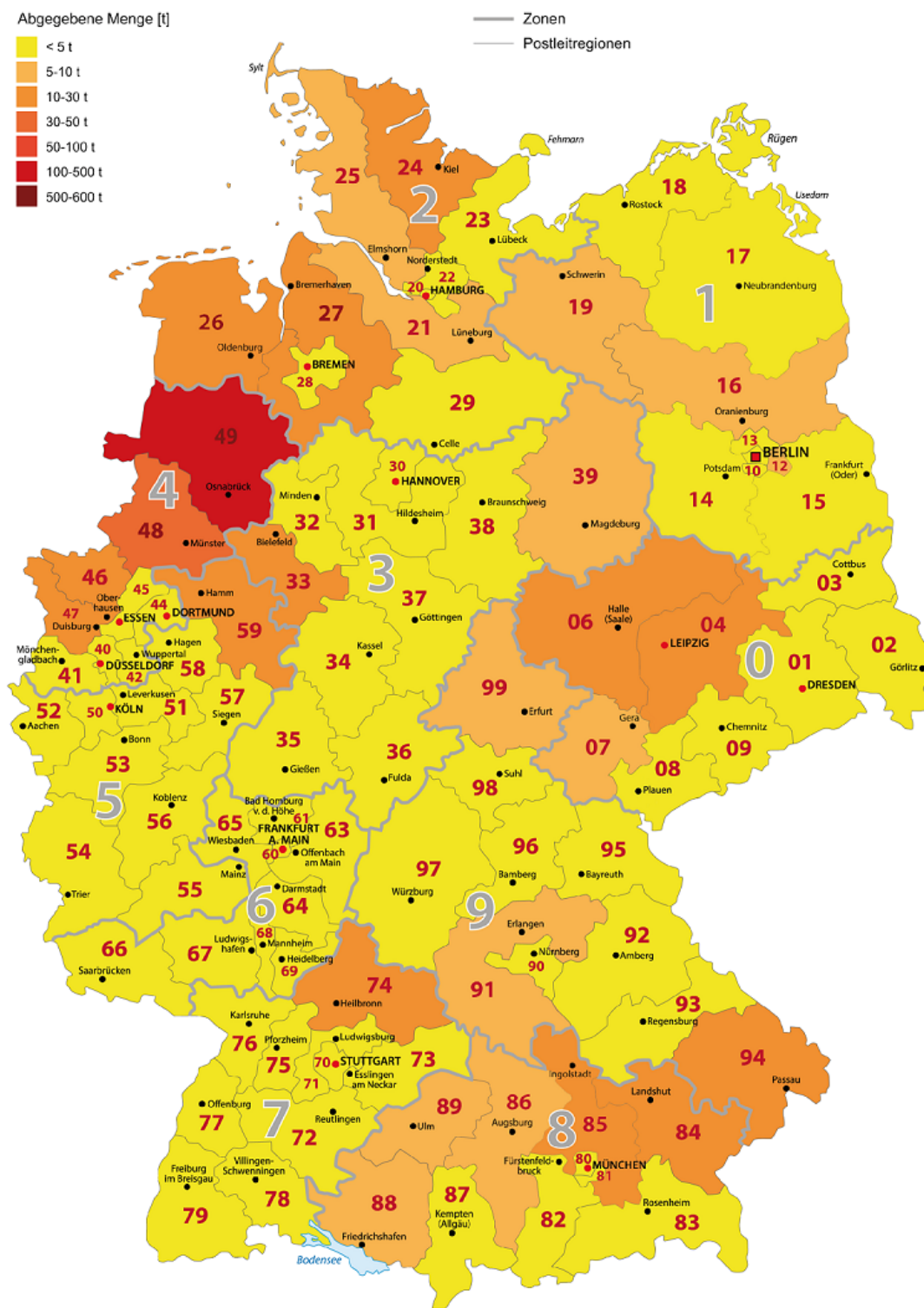
3.4.2. Arzneimittel Einsatz in der Nutztierhaltung

Das Ziel der Anwendung von Tierarzneimitteln ist es, kranke Tiere zu behandeln, um die Tiergesundheit und den Tierschutz zu fördern. Damit sollen gleichermaßen Verbraucherinnen und Verbraucher vor Zoonosen (auf Menschen übertragbare Tierkrankheiten) und vor gesundheitsgefährdenden Lebensmitteln geschützt werden. Zur Behandlung von Nutztieren kann die Veterinärmedizin in Deutschland gegenwärtig auf rund 430 Wirkstoffe zurückgreifen, von denen etwa 270 als umweltrelevant eingestuft werden (UBA 2018c). Seit 1998 ist in Deutschland die Umweltrisikobewertung von Tierarzneimitteln durch das UBA fester Bestandteil des Zulassungsverfahrens (UBA 2017b). Veterinärmedizinisch wichtige Arzneimittelgruppen sind vor allem Antiparasitika und Antibiotika, aber auch Wirkstoffe gegen Schmerzen und Entzündungen sowie Hormone.

Bisher gibt es in Deutschland keine zentrale Erfassung der Abgabe- und Verbrauchsmengen für alle Tierarzneimittel. Für die Gruppe der Antibiotika sind Großhandel und pharmazeutische Unternehmen seit 2011 auf Basis des Arzneimittelgesetzes (§47 Abs.1c AMG) und der BfArM-Arzneimittelverordnung (DIMDIAMV) gesetzlich verpflichtet, dem Deutschen Institut für Medizinische Dokumentation und Information (DIMDI) jährlich die Abgabemengen an die tierärztlichen Hausapotheken zu melden.

Die Menge der in der Tiermedizin abgegebenen Antibiotika in Deutschland sinkt seit dem ersten Jahr der Erhebung 2011 (BVL 2020b). Sie erreichte im Jahr 2019 mit 670 Tonnen das bislang niedrigste Niveau, dies ist ein Rückgang um 60,7 Prozent gegenüber dem Jahr 2011. Im Vergleich zum Vorjahr war die Menge um 52,2 Tonnen (-7,2 Prozent) geringer. Von 2011 bis 2019 nahm die Menge an abgegebenen Antibiotika in fast allen Regionen Deutschlands ab (Abbildung 16). Die höchste Menge wurde mit 276 Tonnen in der Postleitzahlregion 49 (unter anderem die Landkreise Cloppenburg, Vechta, Osnabrück) verzeichnet, eine der Regionen mit intensiver Tierhaltung. Auch in anderen Landkreisen mit hohen Tierzahlen werden hohe Abgabemengen von Antibiotika dokumentiert, so zum Beispiel im Südosten von Bayern (siehe Kapitel 2.1.3) (ebd.). Die gemeldeten Wirkstoffmengen können gegenwärtig nicht einzelnen Tierarten zugeordnet werden, da die meisten Wirkstoffe für die Anwendung bei verschiedenen Tierarten zugelassen sind.

Abbildung 16: Regionale Zuordnung der Antibiotika-Abgabemengen 2019



© Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL)

Quelle: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) 2020b

Im Gegensatz zu konventionell wirtschaftenden Tierhaltungsbetrieben unterliegen ökologisch wirtschaftende Betriebe – gemäß der europäischen Gesetzgebung zur ökologischen Produktion von Lebensmitteln - erheblichen Einschränkungen beim Tierarzneimitelesatz (Tabelle 1).

Bei Nichteinhaltung der Auflagen verlieren die behandelten Tiere den Bio-Status und müssen separiert werden. Grundsätzlich dürfen, wenn es keine Alternativen gibt, auch in der ökologischen Nutztierhaltung Antibiotika und andere chemisch-synthetische allopathische Arzneimittel eingesetzt werden, um die Tiere vor Schmerzen und Leiden durch Krankheiten zu schützen.

Tabelle 1: Übersicht über Reglementierungen des Tierarzneimittelsatzes in der Ökologischen Tierhaltung gemäß EU-Gesetzgebung

Vorschriften*
Verbot des präventiven Einsatzes
Verbot von Wachstums- und Leistungsförderern
Verbot von Hormonen zur Kontrolle der Fortpflanzung
prioritär Einsatz von phytotherapeutischen (pflanzlichen) und homöopathischen gegenüber chemisch-synthetischen allopathischen Tierarzneimitteln
Einsatz von chemisch-synthetischen allopathischen Tierarzneimitteln beschränkt auf: Einmal pro Jahr bei Tieren mit Lebenszyklus < 1 Jahr (zum Beispiel Masthühnern) Bis zu dreimal pro Jahr bei Tieren mit Lebenszyklus > 1 Jahr (zum Beispiel Milchkühen)
bei vorgesehener Schlachtung: Verdopplung der gesetzlich vorgeschriebenen Wartezeit nach Anwendung

*Grundlage: Verordnung (EG) 834/2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen; Verordnung (EG) 889/2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle

3.4.3. Biozideinsatz in der Nutztierhaltung

Biozide sind Wirkstoffe und Produkte, die Schädlinge und Lästlinge wie Insekten, Mäuse oder Ratten, aber auch Algen, Pilze oder Bakterien bekämpfen. Sie werden eingesetzt, um die Gesundheit von Mensch und Tier zu schützen sowie Materialien wie Holz vor einem Schädlingsbefall zu bewahren. In Deutschland sind mehr als 30.000 Biozidprodukte auf dem Markt erhältlich, die mindestens einen der über 300 in der EU notifizierten Biozid-Wirkstoffe enthalten (Bürgi et al. 2009; Jahn et al. 2015). Genaue Vertriebs- und Verkaufszahlen liegen gegenwärtig nicht vor, da für Biozidprodukte keine Meldepflicht hinsichtlich ihrer Produktions-, Abgabe- oder Aufwandsmengen besteht.

In der Tierhaltung werden Biozide verwendet, um den Keimdruck in Ställen zu reduzieren, die Keimverschleppung zu vermeiden und damit die Wahrscheinlichkeit eines Ausbruchs von Krankheiten und Tierseuchen zu minimieren. Die am häufigsten angewendeten Biozidprodukte sind Desinfektionsmittel sowie Schädlingsbekämpfungsmittel wie Insektizide gegen Fliegen und Rodentizide gegen Schädlinge. Mengenmäßig am meisten eingesetzt werden Desinfektionsmittel. Mit dem Ziel, pathogene Mikroorganismen wie Bakterien, Viren und Pilze abzutöten, werden sie zur Desinfektion von Ställen, Brütereien, Melkanlagen und Fahrzeugen zum Tiertransport verwendet. Im Rahmen der Stallhygiene werden auch Arbeitsschuhe und Klauen desinfiziert. Biozide Produkte werden außerdem zur Infektionsprävention eingesetzt, beispielsweise zur Desinfektion von Zitzen.

Zur Bekämpfung von schädlichen Insekten, Milben oder Nagetieren werden Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt (Insektizide und Rodentizide). Diese Organismen können in der Tierhaltung unter anderem dann zum Problem werden, wenn sie als Vektoren Krankheitserreger übertragen. In den Jahren 2007 und 2008 breitete sich beispielsweise von

Belgien und Holland die Blauzungenkrankheit aus, eine von Gnitzen übertragene Viruserkrankung (Betz und Wirths 2009). Tier- und humanpathogene Krankheitserreger, wie zum Beispiel Leptospiren oder Hantaviren, werden auch von Ratten und Mäusen übertragen (Rieger et al. 2004). Außerdem können durch Kot oder andere Ausscheidungen Nahrungs- und Futtermittel unbrauchbar werden. Physische Beeinträchtigungen zum Beispiel durch Fliegen, Stechmücken und Bremsen können zu Produktivitätseinbußen, wie einer geringeren Gewichtszunahme oder sinkenden Milchproduktion führen (Taylor et al. 2012).

Je nach Zielorganismus erfolgt die Bekämpfung auf sehr unterschiedliche Art und Weise. Gegen adulte Fliegen im Stall werden Insektizide zum Beispiel durch das Bestreichen beziehungsweise Besprühen von Wänden und Stalleinrichtungen ausgebracht oder es erfolgt das Auslegen von Granulatködern. Fliegenlarven hingegen werden oft direkt im Bruthabitat, also hauptsächlich in der Gülle, durch Zugabe von Larviziden abgetötet. Gegen Schadnager werden in der Regel Fraßköder in Köderboxen um und in Stallgebäuden ausgebracht, bei Bedarf aber auch direkt in Bauten auf dem landwirtschaftlichen Betriebsgelände.

3.4.4. Eintragspfade und Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden

Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel werden in der Landwirtschaft großflächig, regelmäßig und in verhältnismäßig großen Mengen in die Umwelt ausgebracht, um Pflanzen vor Schadorganismen zu schützen. Wird ein Pflanzenschutzmittel offen auf einem Feld angewendet, können Spritznebel oder Abriebstäube von behandeltem Saatgut in benachbarte Gewässer oder andere Landschaftsstrukturen gelangen (Abbildung 17).

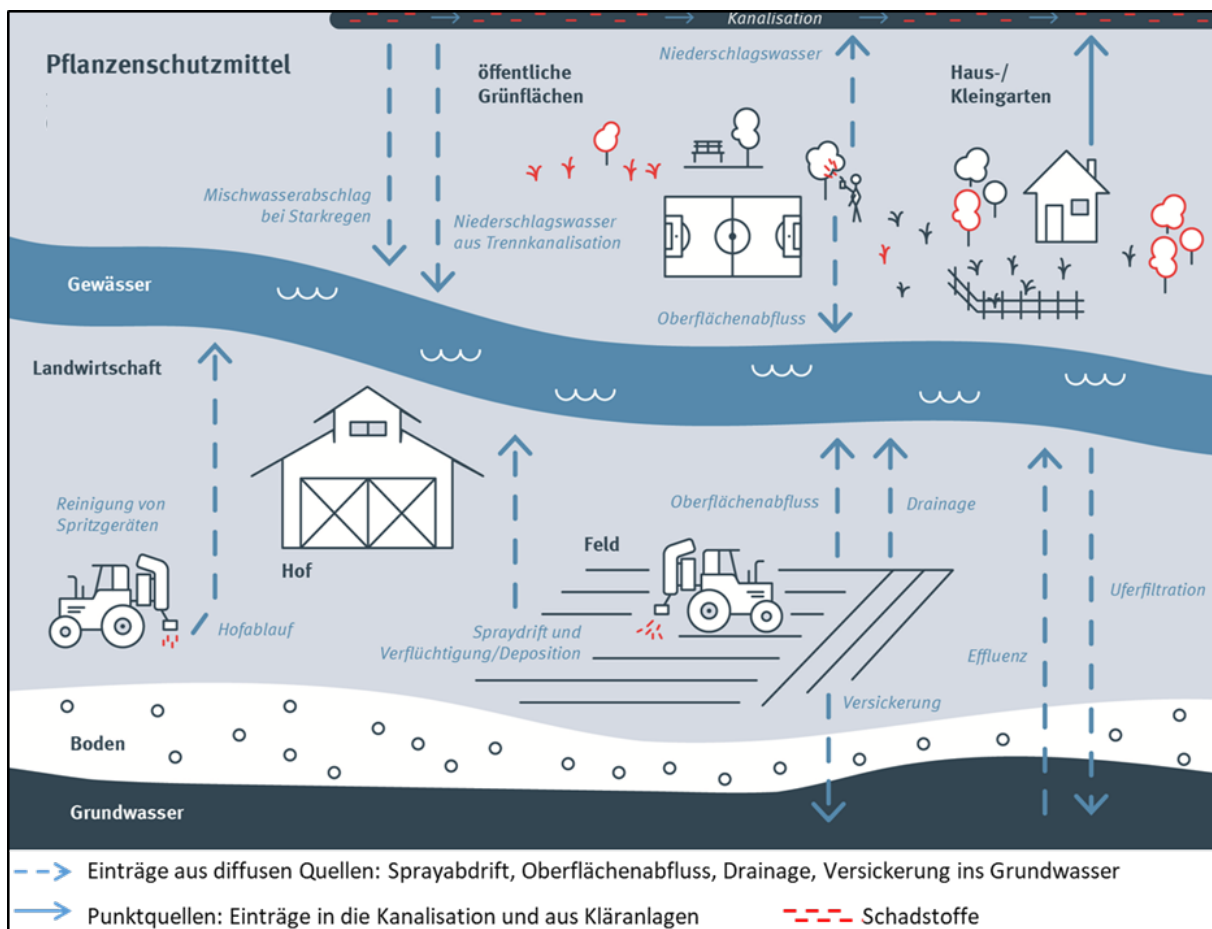
Eine weitere Quelle für diffuse Einträge stellt die Verflüchtigung und anschließende Deposition dar. Auch durch Abschwemmung nach Regen sowie über Drainageleitungen fließen Pflanzenschutzmittel in Gewässer. In das Grundwasser – die Hauptquelle für das Trinkwasser – können Pflanzenschutzmittel durch Versickerung gelangen. Punktuelle Einträge von Pflanzenschutzmitteln können beispielsweise bei einer unsachgemäßen Spritzenreinigung oder Entsorgung über das Abwassersystem auftreten.

In der Umwelt wirken diese Mittel direkt giftig auf Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen, besonders in Verbindung mit Umweltstress. Aber auch indirekt wirken Pflanzenschutzmittel schädlich, indem sie sich über Nahrungsnetze immer weiter in Organismen anreichern und somit in immer größeren Konzentrationen auftreten (Niggli et al. 2019). Die Umweltrisiken und negativen Umweltwirkungen der seit Jahrzehnten hohen Intensität des chemischen Pflanzenschutzes in Deutschland sind bekannt und umfassend beschrieben (ebd.; Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) und Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen (WBBGR) 2018). Im Fokus stehen dabei besonders:

- ▶ Der Beitrag der Pflanzenschutzmittel zum gravierenden Rückgang der Insektenbiomasse und –vielfalt sowie zum generellen Rückgang der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft
- ▶ Die schädlichen Auswirkungen des weitflächigen Einsatzes hochwirksamer Insektizide (wie zum Beispiel die mittlerweile in der EU für den Freilandeinsatz verbotenen Neonicotinoide) in Saatgutbeizen und als Spritzmittel auf Nichtzielorganismen (insbesondere Honigbienen und Wildbestäuber wie Hummeln)
- ▶ Die regelmäßige Belastung von Oberflächengewässern und Grundwasser mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen und die resultierenden Konsequenzen für deren ökologischen Zustand und/oder die Kosten für die Trinkwasseraufbereitung
- ▶ Gesundheitliche Risiken des Pflanzenschutzmittel-Einsatzes sowohl für die Menschen, die Pflanzenschutzmittel anwenden, die Bevölkerung im ländlichen Raum und die Konsumentinnen und Konsumenten von Trinkwasser und Nahrungsmitteln, die mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen belastet sind

Nicht nur in Deutschland führt der Pflanzenschutzmittel-Einsatz für die Futtermittelproduktion zu Umweltproblemen. Der Großteil der importierten Futtermittel stammt aus Südamerika, vor allem aus Brasilien und Argentinien. Angebaut werden zumeist gentechnisch veränderte Sojasorten, die über eine Resistenz gegen den Wirkstoff Glyphosat verfügen. Dieses Herbizid kommt dort entsprechend flächendeckend zum Einsatz, was dort zu Belastungen für die Umwelt und die Gesundheit der Bevölkerung führen kann (van Bruggen et al. 2018; Benbrook 2016).

Abbildung 17: Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer



Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2018c

Tierarzneimittel

Tierarzneimittel werden auch bei bestimmungsgemäßer Verabreichung von den Tieren zu 40 bis 90 Prozent wieder ausgeschieden (UBA 2017b; Winckler et al. 2004).

Über zahlreiche Eintragspfade können Tierarzneimittel in die Umwelt gelangen (Abbildung 18):

- Der auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebrachte Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung stellt den Haupteintragspfad für Tierarzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite in Grund- und Oberflächengewässer dar. Je nach Beschaffenheit des Bodens und der Witterungsverhältnisse können die Wirkstoffe nach der Wirtschaftsdüngerausbringung in das Grundwasser versickern. Nach Starkregenereignissen sind über den Oberflächenabfluss Stoffeinträge in angeschlossene Oberflächengewässer möglich (siehe Kapitel 3.1.2).
- Tierarzneimittel können durch Bodenerosion und Oberflächenabfluss in oberirdische Gewässer eingetragen werden.
- Mit dem Sickerwasser können Tierarzneimittel in oberflächennahes Grundwasser eingetragen werden und potenziell auch im Trinkwasser vorkommen.

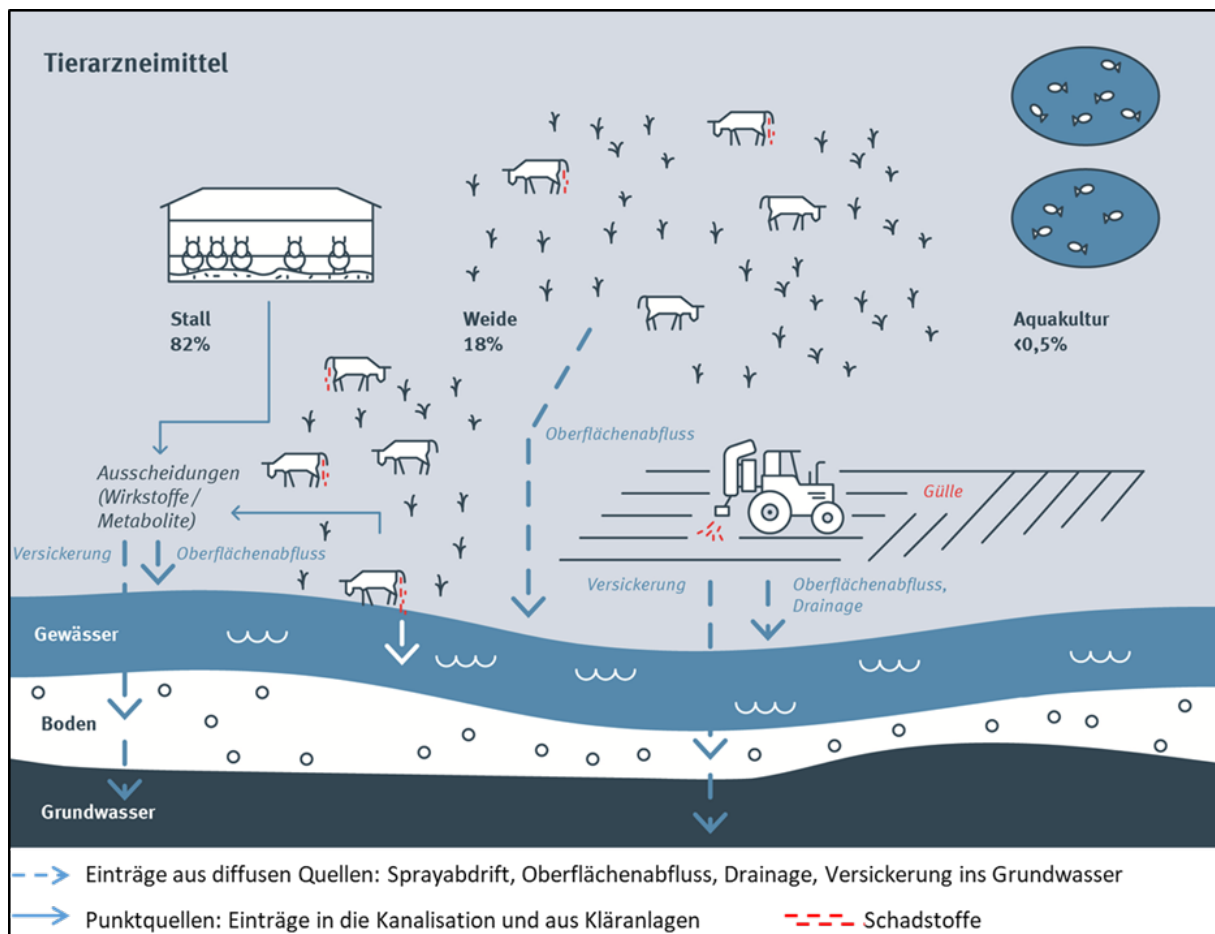
- ▶ Tierarzneimittel können sich an Bodenpartikel anlagern. So sind sie vom Abbau durch Mikroorganismen weitestgehend geschützt und können sich bei wiederholter organischer Düngung im Boden anreichern.
- ▶ Werden oral anzuwendende Fertigarzneimittel als Pulver verabreicht, können die Wirkstoffe über Stäube in die Umwelt verschleppt werden.

Arzneimittelwirkstoffe werden zumeist in niedrigen Konzentrationen in der Umwelt gefunden (im Bereich Nanogramm pro Liter in Gewässern, Mikrogramm bis Milligramm pro Kilogramm Gülle und Nanogramm bis Mikrogramm pro Kilogramm Boden). Ein Teil der zugelassenen Tierarzneimittel-Wirkstoffe ist ebenfalls für die Humanmedizin zugelassen, sodass bei Funden in Gewässern und anderen Umweltkompartimenten die Eintragsquelle nicht immer eindeutig und trennscharf der Tierhaltung zugeordnet werden kann. Eine Zuordnung zu einzelnen Nutztierarten ist in der Regel ebenfalls nicht möglich, da zahlreiche Tierarzneimittel für mehrere Tierarten zugelassen sind.

Die verschiedenen Wirkstoffe verhalten sich dort je nach Substanz- und Standorteigenschaften sehr unterschiedlich. Untersuchungen liegen vornehmlich zu antimikrobiellen Wirkstoffen vor. Während zum Beispiel die eher mobilen Sulfonamide in das oberflächennahe Grundwasser verlagert werden können, reichern sich Tetrazykline auf Grund ihrer hohen Adsorptionsneigung eher im Oberboden an (Hannappel et al. 2014; Abbildung 19)

Fast 270 Arzneimittelrückstände wurden bisher in der Umwelt in Deutschland nachgewiesen (Dusi et al. 2019). Darunter sind bei Tieren Antibiotika, Antiparasitika und hormonell wirkende Stoffe besonders umweltrelevant. Die Kenntnisse über die Risiken dieser Stoffe in der Umwelt sind bisher jedoch lückenhaft und schwer abschätzbar. Sofern Erkenntnisse vorliegen, wurden diese unter anderem im Rahmen der Tierarzneimittelzulassung eingereicht und in die Bewertung miteinbezogen.

Abbildung 18: Eintragspfade von Tierarzneimitteln in die Gewässer



Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2018c

Zahlreiche Studien belegen die negativen Effekte von Tierarzneimittel-Wirkstoffen auf Umweltorganismen (UBA 2017c, toxischen Wirkungen können Langzeiteffekte auftreten, da viele Wirkstoffe schlecht abgebaut werden und in der Umwelt persistieren).

Einige Tierarzneimittel-Wirkstoffe stehen unter Verdacht, gleichzeitig persistent (lange stabil), bioakkumulierend (sich in Organismen anreichernd) und toxisch (giftig) zu sein (sogenannte PBT-Stoffe): Durch ihre intrinsischen Eigenschaften ist keine „sichere“ Konzentration von PBT-Stoffen in der Umwelt ableitbar. Werden sie einmal freigesetzt, verbleiben sie lange in der Umwelt. Sie können weder durch Mikroorganismen noch abiotische Prozesse gut abgebaut werden. Aufgrund des Anreicherungspotenzials können sich diese Stoffe in der Umwelt akkumulieren, ohne dass die Folgen vorhersagbar sind. Da es sich bei den Untersuchungen überwiegend um Laborstudien handelt, beziehen sich die Reaktionen auf einzelne Wirkstoffe und ausgewählte Organismen. Wie bei allen experimentellen Laboruntersuchungen können die Ergebnisse nur Hinweise auf Wirkungen in der realen Umwelt liefern. Ob und ab welcher Konzentration sich verschiedene Wirkstoffe beispielsweise in ihrer toxischen Wirkung verstärken, lässt sich aufgrund der Vielzahl möglicher Kombinationen nur begrenzt beurteilen.

Abbildung 19: Effekte von Tierarzneimitteln auf Nichtzielorganismen

Kurzübersicht über in Studien beobachtete Effekte von Arzneimittelwirkstoffen, die unter anderem im Rahmen der Tierarzneimittelzulassung eingereicht und bewertet wurden (Stand 2017).

Nichtzielorganismen	Effekt im Laborversuch	Wirkstoffe
 Wasserflöhe	geringe toxische Wirkung starke toxische Wirkung	Sulfadimethoxin, Sulfamethoxazol, Sulfadimidin, Trimethoprim Closantel, Cypermethrin, Deltamethrin, Doramectin, Eprinomectin, Fenbendazol, Flubendazol
 Zuckmücken	starke toxische Wirkung	Deltamethrin
 Fische	starke toxische Wirkung	Altrenogest, Closantel, Cypermethrin, Deltamethrin, Eprinomectin, Ivermectin
 Regenwürmer	mäßig toxische Wirkung	Closantel, Cypermethrin, Deltamethrin, Eprinomectin, Ivermectin
 Organismen im Dung, wirbellose Dunglarven	mäßig toxische Wirkung starke toxische Wirkung	Closantel Cypermethrin, Deltamethrin, Doramectin, Eprinomectin, Ivermectin
 Bodenorganismen	Verminderte Bodenphosphataseaktivität Änderung der Bakteriengemeinschaft	Doxzyklin Lincomycin, Sulfadiazin
 Wasserpflanzen	geringe Wachstums- hemmung starke Wachstums- hemmung	Trimethoprim Florfenicol
 Nutzpflanzen	mäßige Keimhemmung starke Keimhemmung mäßige Wachstums- hemmung starke Wachstums- hemmung	Sulfamethoxazol Florfenicol Enrofloxacin, Sulfadiazin Enrofloxacin, Florfenicol
 Cyanobakterien	geringe Wachstums- hemmung mäßige Wachstums- hemmung starke Wachstums- hemmung	Trimethoprim Amoxicillin/Penicillin Säure, Tetracyclin Enrofloxacin, Erythromycin, Oxytetracyclin
 Grünalgen	keine Wachstums- hemmung mäßige Wachstums- hemmung starke Wachstums- hemmung	Amoxicillin/Penicillin Säure Enrofloxacin, Ivermectin, Tetracyclin Erythromycin

■ toxische Wirkung
 ■ Verschiebung der Artenzusammensetzung
 ■ ■ Wachstums-
hemmung

Quelle: Umweltbundesamt (UBA) 2017b

Antibiotika können darüber hinaus negative Auswirkungen auf die Pflanzenwelt haben. In Studien wurde nachgewiesen, dass sie das Wachstum oder die Keimung von Ackerpflanzen hemmen oder diese abtöten können (UBA 2017c). In aquatischen Ökosystemen wie Gräben, Bächen und Teichen hemmen Antibiotika das Wachstum von Wildpflanzen und aquatischen Primärproduzenten wie Plankton, Grünalgen und Cyanobakterien (ebd.). Darüber hinaus können Antibiotika, sobald sie in die Umwelt gelangt sind, die Struktur und Funktionsweise natürlicher mikrobieller Gemeinschaften beeinträchtigen. Diese spielen eine Schlüsselrolle bei grundlegenden ökologischen Prozessen, vor allem bei der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der Wasserqualität.

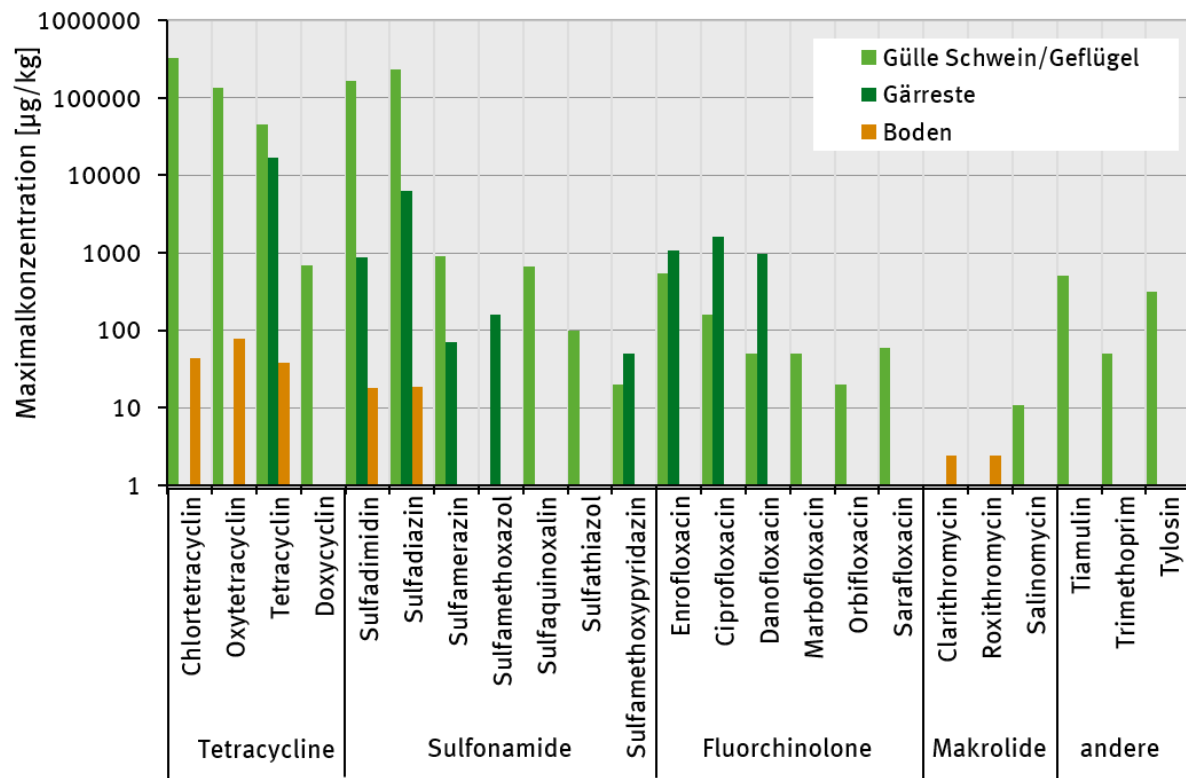
Aufgrund ihres großen Reservoirs an genetischer Vielfalt und der Vielfalt der Stoffwechselprozesse sind mikrobielle Gemeinschaften maßgeblich am biogeochemischen Kreislauf und am Abbau organischer Schadstoffe beteiligt (Grenni et al. 2018). Andere Arzneimittel sind hormonell wirksam und stellen ein Risiko für die Fruchtbarkeit und Fortpflanzung von Wildtieren dar (Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. 2015). Rückstände von hormonell wirksamen Arzneimitteln stören selbst in sehr geringer Konzentration die Entwicklung und Fortpflanzungsfähigkeit von Fischen und können Amphibien schädigen.

Obwohl die maximalen Konzentrationen von Antibiotikafunden in Gülle (Abbildung 20) deutlich unterhalb von therapeutisch wirksamen Konzentrationen liegen, sind diese Konzentrationen ausreichend, um die Selektion von Antibiotikaresistenzen zu fördern (Gullberg et al. 2011). Antibiotikaresistenz bedeutet, dass Bakterien gegenüber bestimmten Antibiotika unempfindlich sind. Die Belastung von Böden mit Antibiotikarückständen oder resistenten Bakterien, welche über die Gülle eingetragen werden, kann somit zu einer Erhöhung der Häufigkeit und Übertragbarkeit von Antibiotikaresistenzen führen (Jechalke et al. 2014; Alberio et al. 2018). Die zum Teil zusätzliche hohe Belastung von Gülle mit als Biozid angewendetem Zink oder Kupfer (Sattelman et al. 2005) kann in Gegenwart von Antibiotika die Entstehung und Verbreitung von Antibiotikaresistenzen zusätzlich fördern.

Über die Aufnahme von Antibiotika in Pflanzen können diese bei Weiterverwendung als Futter- oder Nahrungsmittel an der Verbreitung von Antibiotikaresistenzen beteiligt sein. Auch über Kot oder Einstreu können antibiotikaresistente Bakterien bei der Schlachtung auf den Schlachtkörper und damit auf das Fleisch und daraus gewonnene Produkte übertragen werden. Forschungsergebnisse deuten darauf hin, dass gerade bei jenen Tierarten vermehrt Antibiotikaresistenzen auftreten, die besonders häufig mit Antibiotika behandelt werden (Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) 2013, Abbildung 21).

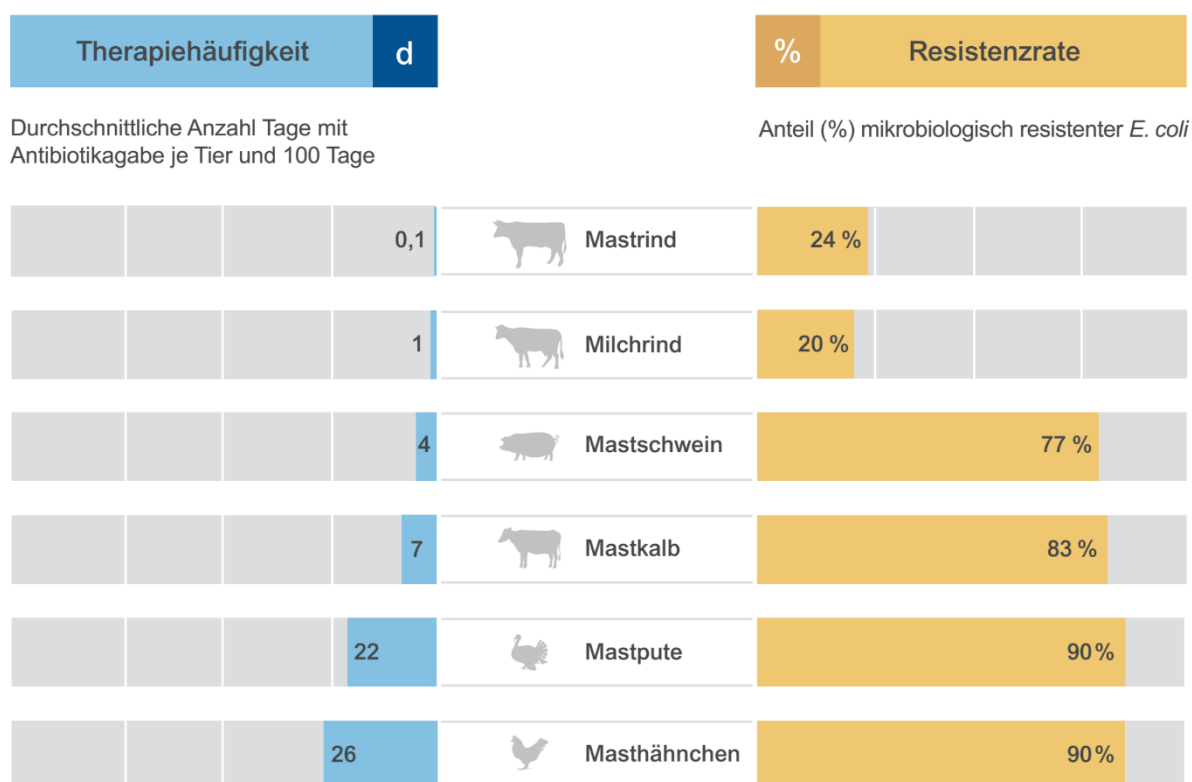
In einer europäischen Studie wurde gezeigt, dass Resistenzen gegenüber bestimmten Antibiotika (zum Beispiel gegenüber Fluorchinolonen, Makroliden), die bei Bakterien beim Menschen gefunden wurden, mit dem Einsatz dieser Antibiotika in der Tierhaltung assoziiert sind (Europäisches Zentrum für die Prävention und die Kontrolle von Krankheiten (ECDC) et al. 2017). Über verschiedene Eintragspfade können sich diese antibiotikaresistenten Bakterien auch in der Umwelt ausbreiten (Schröder et al. 2020; UBA 2018d; Westphal-Settele et al. 2018). Die Dynamik von Antibiotikaresistenzen im Reservoir der Böden beispielsweise ist bis heute nur unzureichend erforscht. Eine Verbreitung, Selektion und Übertragung von dort auf Menschen und Tiere ist möglich und kann zu der beobachteten Verschlechterung der Wirksamkeit von Antibiotika in der Human- und Veterinärmedizin beitragen (Bundesregierung 2015, S. 6).

Abbildung 20: Rückstände antibiotischer Wirkstoffe in Gülle, Gärresten und im Boden



Quelle: Umweltbundesamt, eigene Darstellung; Daten aus Hannappel et al. (2016), Hembrock-Heger et al. (2011), Ratsak et al. (2013), Wohde et al. (2016)

Abbildung 21: Antibiotika in der Tierhaltung: Therapiehäufigkeit und Resistenzrate



Quelle: Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) 2013; Datenquelle Therapiehäufigkeit: VetCab – Veterinary Consumption of Antibiotics (Pilotstudie 2011), Mastkalb, Mastpute: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung und Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2011), Datenquelle Resistenzen: BfR (Mittelwerte über die Ergebnisse der Jahre 2009 – 2012)

Biozide

Ein direkter Umwelteintrag von Bioziden aus der Tierhaltung ist eher selten, da die Verwendung meist innerhalb oder in direkter Umgebung von Gebäuden erfolgt. Durch die Reinigung des Stalls, mit eventuell anschließender Desinfektion, können Insektizide sowie Desinfektionsmittel jedoch in das Reinigungswasser und den Wirtschaftsdünger gelangen.

In Ställen ohne Kläranlagenanschluss gelangt das belastete Reinigungswasser über die Spaltenböden in die Güllelagerstätten oder durch direkte Zugabe von Larviziden in die Gülle. Ein Eintrag in die Umwelt von Desinfektionsmitteln und Insektiziden kann daher indirekt erfolgen, wenn Gülle, Trockenmist oder das Reinigungswasser als Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzten Böden wie Ackerland und Weiden ausgebracht werden. Dort kommt es ähnlich wie bei den Tierarzneimitteln zu verschiedenen Abbau- und Verlagerungsprozessen. Durch Oberflächenablauf und Drainage sind Einträge in Oberflächengewässer und deren Sedimente möglich. Angesichts der beträchtlichen Mengen an Wirtschaftsdünger, die jedes Jahr in Deutschland anfallen (siehe Kapitel 2.1.7), muss ein beträchtlicher Biozid-Eintrag in die Umwelt über die Ausbringung von Wirtschaftsdünger angenommen werden (UBA 2017d; van de Plassche und Raffael 2011; Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) 2006).

Bei Anlagen mit einem Anschluss an eine Wasseraufbereitungsanlage oder kommunale Kläranlage gelangt das Reinigungswasser in die Abwassersysteme. Außerdem kann es durch die Desinfektion von Tiertransportfahrzeugen auf dem Betriebsgelände, von Schuhwerk und Klauen im Rahmen der Stallhygiene und bei der Desinfektion in Brütereien zu entsprechenden Einträgen von Bioziden in das Abwassersystem kommen. Die Abwässer mit den darin enthaltenen Bioziden werden in den Kläranlagen gereinigt. Der Kläranlagenabfluss, der je nach

Reinigungsleistung noch entsprechende Mengen an Bioziden enthalten kann, wird dann in Oberflächengewässer eingeleitet. Im Gewässer binden die Stoffe anschließend je nach Stoffeigenschaft auch ans Sediment. Durch die mögliche Ausbringung anfallender Klärschlämme auf landwirtschaftliche Flächen kann es zudem, wie auch bei der Gülleausbringung, zu einer möglichen Belastung des Bodens und des Grundwassers sowie durch Oberflächenablauf und Drainage zu Einträgen in Oberflächengewässer und deren Sedimenten kommen (van de Plassche und Raffael 2011; OECD 2006). Viele biozide Wirkstoffe werden ebenfalls in Pflanzenschutzmitteln eingesetzt. Daher ist aus Funden in den Gewässern und anderen Umweltkompartimenten häufig kein eindeutiger Rückschluss auf die Verwendung möglich (UBA 2018c).

Biozid-Einträge in die Luft entstehen bei der Anwendung von Vernebelungsgeräten oder durch Begasungen bei Fahrzeug-Desinfektionen oder bei Desinfektionen in Brütereien. Grundsätzlich ist die Anwendungstechnik bei der Ausbringung des Biozidprodukts ein entscheidender Faktor, der das Ausmaß des Umwelteintrags, zum Beispiel durch Abdrift, wesentlich mitbestimmt. Weitere wichtige Faktoren sind zum Beispiel die Bauart des Stalls (offen versus geschlossen) und das Belegungssystem des Stalls mit Tieren (Rein-Raus versus kontinuierliche Belegung, van de Plassche und Raffael 2011; OECD 2006).

Auch beim Einsatz von Bioziden kann es neben der beabsichtigten Wirkung auf Schadorganismen unbeabsichtigt zu negativen Effekten auf Nichtzielorganismen kommen. Die in den Produkten enthaltenen Wirkstoffe haben meist Wirkmechanismen, die auf ganze Organismengruppen schädigend wirken, ohne zwischen Schädlingen oder Nützlingen zu unterscheiden:

- Pyrethroide oder Neonicotinoide gegen Insekten wirken auch gegen Nützlinge, sie sind insbesondere äußerst (Matsuda et al. 2001; Blacquière et al. 2012; van der Sluijs et al. 2013).
- Systemisch wirkende Neonicotinoide werden von Pflanzen aufgenommen und wurden in Blütenpollen und Nektar nachgewiesen (Blacquière et al. 2012; Lundin et al. 2015), so dass Bestäuber indirekt mit ihnen in Kontakt kommen können.

In Fraßködern ausgelegte Rodentizide gegen Schädner enthalten Blutgerinnungshemmer (Antikoagulantien), die zum innerlichen Verbluten führen. Da die Blutgerinnung in Säugetieren und Vögeln ähnlich funktioniert, sind Antikoagulantien für alle Wirbeltiere (Vögel, Wildtiere, Haustiere) giftig (Geduhn et al. 2015). Auch Raubvögel, wie Mäusebussarde oder Eulen, aber auch räuberische Säuger, wie Füchse und Wiesel, die vergiftete Nager fressen, sind gefährdet (UBA 2018e).

In Desinfektionsmitteln werden eine Reihe sehr unterschiedlicher Wirkstoffgruppen eingesetzt, die von Säuren (zum Beispiel Milchsäure, Essigsäure), über Alkohole (zum Beispiel Propanol), Jodverbindungen, Phenole (zum Beispiel Chlorkresol), Aldehyde (zum Beispiel Formaldehyd), Chlor-Abspalter (zum Beispiel Aktivchlor) und Sauerstoff-Abspalter (Wasserstoffperoxid, Chlordioxid) bis hin zu quaternären Ammoniumverbindungen (zum Beispiel DDAC) reichen (Burkhardt et al. 2016). Viele der eingesetzten Wirkstoffe wie Chlor, Chlordioxid oder Ozon sind sehr reaktiv, sodass es bereits während des Desinfektionsprozesses durch die Reaktion mit dem in der Umgebung vorkommenden organischen Material zur Bildung von sogenannten Desinfektionsnebenprodukten (englisch: disinfection byproducts, DBPs) kommen kann. Diese können teilweise giftiger und persistenter sein als die Ausgangssubstanzen. Mittlerweile wurden weit über 500 DBPs mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften identifiziert. Eine Aussage zur Relevanz für die Umwelt ist bisher jedoch in den meisten Fällen noch nicht möglich (Europäische Chemikalienagentur (ECHA) 2017).

Mikroorganismen können sich schnell an neue Lebensumstände anpassen, wozu auch die Resistenzentwicklung von Bakterien gegenüber antimikrobiellen Substanzen zu zählen ist. Einige der hierfür wichtigen Mechanismen spielen sowohl bei der Resistenzentwicklung gegenüber Biozid-Wirkstoffen als auch gegenüber Antibiotika eine Rolle (Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks (SCENIHR) 2009). Dadurch besteht theoretisch die Möglichkeit der Kreuzresistenz. Damit bezeichnet man die Unempfindlichkeit einer Bakterienart gegenüber zwei oder mehreren Wirkstoffen, die meistens sehr ähnlich aufgebaut sind. In der Wissenschaft wird daher auch der Beitrag von antimikrobiellen Desinfektionsmitteln zur Entwicklung von Antibiotikaresistenzen diskutiert (ebd.; Wales und Davies 2015). Es liegen beispielsweise Hinweise darauf vor, dass die Verwendung des Biozid-Wirkstoffs Benzalkoniumchlorid zu Resistenzen gegenüber Fluorchinolon-Antibiotika führen kann (Buffet-Bataillon et al. 2016).

3.5. Belegung landwirtschaftlicher Fläche

Zusammenfassung

Deutschland nutzte 2017 für die Erzeugung pflanzlicher und tierischer Lebensmittel für den inländischen Konsum im In- und Ausland eine Fläche von 19,1 Millionen Hektar. Im Inland standen aber nur 14,0 Millionen Hektar für den Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln zur Verfügung – davon wurden wiederum nur etwa die Hälfte (7,2 Millionen Hektar) für den Inlandsverbrauch und die andere Hälfte für Exporte genutzt. Deutschland ist Nettoimporteur von „virtuellen Agrarflächen“, vor allem für Kraftfutter. Auch gentechnisch verändertes Soja ist unter den importierten Futtermitteln, was aber beim Verkauf von tierischen Produkten in der EU nicht gekennzeichnet werden muss. Aktuell werden 61 Prozent der insgesamt benötigten Ernährungsfläche von tierischen und nur ein Drittel von pflanzlichen Nahrungsmitteln belegt – mit seit 2010 abnehmender Tendenz.

Wenn Deutschland landwirtschaftliche Lebensmittel und Rohstoffe importiert, wird für deren Anbau in den Herkunftsländern Fläche in Anspruch genommen. Die Landwirtschaftsfläche selbst wird nicht importiert, jedoch deren „Leistung“. Es liegt somit ein „virtueller Flächenimport“ vor. Die „Leistungen“ der Anbauflächen stehen in den Erzeugerländern für den Eigenbedarf nicht mehr zur Verfügung. Etwaige Umweltbelastungen, die infolge der landwirtschaftlichen Produktion von Exportgütern verursacht werden, müssen vor allem von den Erzeugerländern getragen werden.

Berechnungen des Statistischen Bundesamtes zufolge betrug die im Jahr 2017 insgesamt für den deutschen Inlandsverbrauch von Ernährungsgütern benötigte Fläche etwa 19,1 Millionen Hektar, davon 61 Prozent tierischen und 39 Prozent pflanzlichen Ursprungs (Destatis 2019c). In Deutschland standen 2017 16,7 Millionen Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche zur Verfügung, davon rund 14,0 Millionen Hektar für den Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln, also abzüglich der Fläche für Energiepflanzenanbau, industrielle Verwertung und stillgelegte Flächen und Brachen. Ungefähr die Hälfte dieser inländischen Ernährungsfläche wurde jedoch gebraucht, um Produkte für den Export zu erzeugen. Somit lagen nur 7,2 Millionen Hektar der benötigten Fläche für die inländische Ernährung im Inland und 11,9 Millionen Hektar im Ausland (ebd.). Deutschland weist also bei der Flächenbelegung einen virtuellen Importüberschuss, das heißt ein „Flächendefizit“ auf, verschärft durch Exporte von Ernährungsgütern.

Zwischen den Jahren 2010 und 2017 blieb die benötigte Fläche für den Inlandsverbrauch von Ernährungsgütern fast konstant (+ 0,2 Prozent). Die Flächenbelegung im In- und Ausland durch Erzeugnisse tierischen Ursprungs erhöhte sich dabei um etwa 3,1 Prozent, während sie für die

Erzeugnisse pflanzlichen Ursprungs um 4,0 Prozent sank. Tierische Lebensmittel nehmen also für die Ernährung der Deutschen immer mehr Fläche in Anspruch (Destatis 2019c).

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland auf 9,5 Millionen Hektar Futtermittel angebaut (Destatis 2019c). Dies entspricht 56,7 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche beziehungsweise 67,9 Prozent der Fläche für Ernährungsgüter. Die für das nach Deutschland importierte Futter im Ausland beanspruchte Fläche wird auf 2,5 Millionen Hektar beziffert. Im Inland verteilte sich die Flächennutzung für den Futterpflanzenanbau zu 53,5 Prozent auf Grünfutter, zu 40,8 Prozent auf Getreide und zu 4,7 Prozent auf Kraftfutter. Bei den Futtermittelimporten wiederum ist der Flächenbedarf zu 81,2 Prozent auf den Anbau von Kraftfutterkomponenten zurückzuführen, gefolgt von Getreide mit 16,9 Prozent. Gegenüber 2010 stieg der Anteil des Tierfutters aus dem Ausland leicht von 9,0 Prozent auf 9,9 Prozent, entsprechend verringerte sich der Anteil des inländischen Futters von 91,0 auf 90,1 Prozent (ebd.). Die intensive Produktion von Fleisch, Milch und Eiern in der deutschen Nutztierhaltung ist also nur durch Nutzung von Futterflächen im Ausland möglich.

Ein Teil der importierten Futtermittel besteht aus (zumeist) gentechnisch verändertem Soja. In den Haupterzeugerländern USA, Brasilien und Argentinien sind über 90 Prozent des angebauten Sojas gentechnisch verändert (UBA 2018a). Gentechnisch veränderte Lebens- und Futtermittel dürfen in der EU nur nach einer Sicherheitsprüfung auf den Markt gebracht werden und müssen dann als solche gekennzeichnet werden, wenn sie zu mehr als 0,9 Prozent gentechnisch veränderte Bestandteile enthalten. Dagegen müssen Produkte von Tieren, die mit gentechnisch veränderten Futtermitteln gefüttert wurden, nicht gekennzeichnet werden (EU-VO 1830/2003).

Ähnlich wie bei CO₂-Bilanzen lassen sich auch „Flächenfußabdrücke“, also die Flächenbelegung pro Kilogramm Produkt oder pro Brennwert verschiedener pflanzlicher und tierischer Lebensmittel berechnen. Tierische Produkte belegen damit umgerechnet mehr Fläche pro Kilogramm oder pro Energiegehalt als zum Beispiel Kartoffeln oder Brot (siehe Kapitel 5.1.1).

4. Verfahrenstechnische Umweltschutzmaßnahmen

Um die Auswirkungen der Nutztierhaltung auf Umwelt, Klima und die Gesundheit zu verringern, sollte das bestehende Produktionssystem so optimiert werden, dass die aktuelle Wirtschaftsweise umwelt- und klimafreundlicher wird. In diesem Kapitel werden daher zum einen Maßnahmen vorgestellt, die verfahrenstechnisch wirken, also die verwendeten Prozesse technisch effizienter und verlustfreier machen, und zum anderen agrarstrukturelle Maßnahmen, die eine räumliche Umverteilung der Tierbestände und ihrer Wirtschaftsdünger bewirken sollen. Allen Maßnahmen in diesem Kapitel gemeinsam ist, dass hier nicht von einer Verringerung der Tierzahlen insgesamt ausgegangen wird. Vielmehr sollen die bereits bestehenden Nutztierbestände umwelt- und klimafreundlicher gehalten werden.

4.1. Minderung von Nährstoffeinträgen

Zusammenfassung

Die Einträge von Nährstoffen in Gewässer, Luft und Boden lassen sich mit zahlreichen technischen Maßnahmen wirkungsvoll reduzieren. Dabei kommt dem Management von Nährstoffflüssen eine immer größere Bedeutung zu. Viele Maßnahmen, insbesondere im Bereich der Düngung, sind durch das Ordnungsrecht verpflichtend für alle Betriebe umzusetzen. Die Gesetzgebung in diesem Bereich ist aber zunehmend komplexer geworden und stößt mittlerweile an ihre Grenzen. Dabei ist eine vollständige Umsetzung kombiniert mit gezielten Kontrollen von entscheidender Bedeutung für die Wirksamkeit der Maßnahmen.

Bei den ordnungsrechtlichen Maßnahmen besteht vor allem bei der in 2018 verabschiedeten Stoffstrombilanzverordnung noch erheblicher Nachbesserungsbedarf, damit sie auch umweltwirksam wird. Die zulässigen Bilanzobergrenzen müssen von den Umwelt- und Klimazielen abgeleitet werden. Darüber hinaus gibt es viele freiwillige Maßnahmen, die von staatlicher und institutioneller Seite besser und gezielter gefördert werden sollten, damit sie eine sinnvolle Ergänzung zum Ordnungsrecht bilden. Unabhängig von den betrachteten Maßnahmen lassen sich die Nährstoffüberschüsse aber auch durch eine gleichmäßigere Verteilung der Nährstoffe begrenzen. Dies kann zum einen durch eine stärker an die Fläche gebundene Tierhaltung und zum anderen durch einen verstärkten Wirtschaftsdüngertransport erreicht werden.

Für die Begrenzung umweltrelevanter Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft gibt es eine Vielzahl von technisch-organisatorischen Maßnahmen auf einzelbetrieblicher Ebene. Dabei bilden die im Ordnungsrecht vorgeschriebenen, verpflichtenden Maßnahmen die Referenz der „guten fachlichen Praxis“. Alle anderen Maßnahmen sind freiwillig und gehen über diese Basislinie hinaus. Für die Umsetzung der Maßnahmen gibt es eine Reihe von politischen Instrumenten. Neben dem Ordnungsrecht zählen hierzu förderpolitische (Agrarumweltmaßnahmen der GAP), ökonomische, organisatorische (Kooperationsvereinbarungen) und informatorische (Beratung und umweltbezogene Bildung) Instrumente.

4.1.1. Verpflichtende Maßnahmen

Düngeverordnung

Eines der wichtigsten ordnungsrechtlichen Instrumente zur Umsetzung von verpflichtenden Maßnahmen zur Reduzierung von landwirtschaftlichen Nährstoffeinträgen aus der Nutztierhaltung ist die Düngeverordnung (DüV). Sie ist wesentlicher Bestandteil des Aktionsprogramms zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie (EU-RL 91/676/EWG) und stellt die

entscheidende Maßnahme zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU-RL 2000/60/EG) in der Landwirtschaft in Bezug auf Stickstoff-Bilanzüberschüsse dar (Osterburg und Runge 2007). Zudem beinhaltet sie zentrale Maßnahmen des nationalen Luftreinhalteprogramms, durch das die Reduktionsverpflichtungen der EU-Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (englisch: National Emission Ceilings Directive, NEC-Richtlinie, EU-RL 2001/81) erreicht werden sollen. Eine vollständige Umsetzung und der konsequente Vollzug sind darüber hinaus wichtige Maßnahmen des Klimaschutzplans 2050 (BMU 2016).

Die DüV wurde in 2017 zusammen mit dem Düngegesetz (DüngG) grundlegend überarbeitet. Dass hier dringender Handlungsbedarf bestand, hat das Urteil des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) gegen Deutschland wegen Verletzung der EU-Nitratrictlinie vom Juni 2018 eindrücklich gezeigt (EuGH vom 21.06.2018, C-543/16). Es wurde aber ebenso deutlich, dass auch durch die novellierte DüV die EU-Nitratrictlinie nicht ausreichend umgesetzt wurde und weiterhin erheblicher Änderungsbedarf bestand. Daher wurden bereits kurz nach der Verabschiedung im Mai 2017 die Verhandlungen für eine erneute Überarbeitung wieder aufgenommen, die mit in Kraft treten der aktuell gültigen DüV im April 2020 endeten. Ein besonderes Augenmerk wird nun auf die stark mit Nitrat belasteten Regionen in Deutschland geworfen, in denen deutlich verschärfte Maßnahmen umgesetzt werden müssen. Ob die erneute Verschärfung des Düngerechts ausreicht, um die Nitratgehalte flächendeckend unter den Grenzwert von 50 Milligramm Nitrat pro Liter zu senken, kann zum jetzigen Zeitpunkt jedoch noch nicht gesagt werden.

Stoffstrombilanzverordnung

Neben der DüV ist die im Dezember 2017 in Kraft getretene Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) ein zweiter wichtiger Pfeiler für den nachhaltigen und umweltschonenden Umgang mit Nährstoffen im landwirtschaftlichen Betrieb. Der in der StoffBilV ermittelte betriebliche Stickstoffüberschuss steht in einem direkten Zusammenhang mit dem Ziel der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2018), die durchschnittlichen Gesamtbilanz-Stickstoffüberschüsse der deutschen Landwirtschaft bis 2030 auf maximal 70 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr zu reduzieren. Eine ambitionierte Ausgestaltung der StoffBilV ist somit von zentraler Bedeutung für die Zielerreichung. Hierzu gehört zum einen, die Bewertung des Bilanzüberschusses von den Umwelt- und Nachhaltigkeitszielen für Stickstoff und Phosphor abzuleiten, und zum anderen eine Überschreitung des maximal zulässigen Überschusses von Betrieben zu sanktionieren.

Mit Verabschiedung der überarbeiteten DüV im Frühjahr 2020 wurde das bisherige System zur Bilanzierung von Nährstoffen auf den landwirtschaftlichen genutzten Flächen eines Betriebs – der sogenannte Nährstoffvergleich – abgeschafft. Seitdem ist eine Bilanzierung nur noch von wenigen Betrieben mit besonders hohem Viehbesatz nach der Ende 2017 eingeführten StoffBilV durchzuführen. Im Gegensatz zum Nährstoffvergleich, der bereits seit seiner Einführung in 2006 mit vielen Unsicherheiten verbunden war, muss im Rahmen der StoffBilV eine betriebliche Hoftorbilanz erstellt werden, die auf Belegen basiert und daher sehr viel verlässlicher ist. Allerdings geht momentan keinerlei regulierende Wirkung von der StoffBilV aus. Der maximal zulässige Stickstoffüberschuss mit 175 Kilogramm pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche wurde so hoch festgelegt, dass kein Betrieb in Deutschland, der nach guter fachlicher Praxis wirtschaftet, Probleme damit hat ihn einzuhalten. Hinzu kommt, dass bei einer Überschreitung des zulässigen Bilanzwertes maximal eine Beratungspflicht vorgeschrieben werden kann und es für Phosphor, der ebenfalls bilanziert werden muss, überhaupt keine Begrenzung gibt (Taube et al. 2020).

Dies zeigt, dass auch bei der StoffBilV ein erheblicher Nachbesserungsbedarf besteht, damit von ihr eine positive Umweltwirkung ausgeht. Einige zentrale Anforderungen an die StoffBilV werden bereits im Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung (Bundesregierung 2019a) zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050 (BMU 2016) formuliert. Dazu gehört, dass die Evaluierung der Verordnung anders als im DüngG vorgesehen, bereits bis 2021 erfolgen muss, damit die Weiterentwicklung bis Ende 2021 abgeschlossen ist und sie verpflichtend für alle Betriebe eingeführt werden kann. Ferner soll sich die Stoffstrombilanz schrittweise am 70 Kilogramm-Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie ausrichten und nach wiederholter Verletzung sanktionsbewehrt sein.

Vor diesem Hintergrund wurden von Taube et al. (2020) Vorschläge für die Bewertung der Stickstoff und Phosphor-Überschüsse gemacht. Demnach soll für Stickstoff der erlaubte Überschuss auf betrieblicher Ebene auf maximal 120 Kilogramm pro Hektar landwirtschaftliche Fläche begrenzt werden (VDLUFA 2012; Taube 2016; Taube et al. 2020): Der Vorschlag ist so gestaltet, dass der Einsatz von Wirtschaftsdünger angereizt wird, da nur bei der effizienten Verwendung organischer Dünger das Stickstoffüberschussproblem gelöst werden kann. Überschüsse sollen zunächst bis zu einem Basiswert von 50 Kilogramm Stickstoff pro Hektar erlaubt sein und bis 2030 schrittweise auf 35 Kilogramm abgesenkt werden. Der Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern hingegen wird mit einem Faktor von 0,58 multipliziert, geht also mit einer geringeren Gewichtung in den Grenzwert ein und kann bis zu einem Anfall von 120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar angerechnet werden. Dieser Faktor trägt der geringeren Stickstoffnutzungseffizienz von organischen Stickstoff-Düngern im Vergleich zu mineralischem Stickstoff-Dünger Rechnung (Taube et al. 2020). Dieser Vorschlag wird in der Fachgemeinde mit dem Begriff „120/120-Modell“ bezeichnet. Dies steht für „120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar erlaubter betrieblicher Überschuss“ und „120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar erlaubter Einsatz von Wirtschaftsdüngern“.

Für eine Bewertung der Phosphor-Überschüsse sollte nach Taube et al. (2020) die Phosphorversorgung der Böden das ausschlaggebende Kriterium sein. Grundlage hierfür ist der Vorschlag des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) zur neuen Festlegung der Versorgungsstufenklassen (VDLUFA 2018). Der zulässige Phosphor-Überschuss variiert somit nach Versorgungsstufe der Böden. Ziel ist es, dass auf schwach versorgten Böden weiterhin ein Überschuss erlaubt sein soll, um diese Böden in die mittlere Gehaltsklasse C zu bekommen. Dagegen sollte der Bilanzsaldo auf hoch und sehr hoch mit Phosphor versorgten Böden perspektivisch negativ sein, um eine Phosphor-Abreicherung anzustreben. Dies ist erforderlich, da hier das Risiko eines verstärkten Phosphoreintrages in Oberflächengewässer durch Erosion und Abschwemmung besteht.

Die Einhaltung der vorgeschlagenen betrieblichen Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse stellt eine Herausforderung besonders für Betriebe mit einem hohen Viehbesatz dar, bei denen organische Düngemittel in erheblichen Mengen anfallen. Allerdings ist besonders hier eine Anpassung dringend erforderlich und in vielen Betrieben besteht noch großes Optimierungspotenzial (Taube et al. 2020). Dieses kann durch eine Reihe von freiwilligen Maßnahmen weiter ausgeschöpft werden, von denen einige in Kapitel 1.2 exemplarisch genannt werden.

Vollständige Umsetzung ordnungsrechtlicher Vorgaben

Die vollständige Umsetzung der bestehenden ordnungsrechtlichen Maßnahmen ist zwingend erforderlich, damit auch die erwünschte Wirkung auf die verschiedenen Umweltmedien erreicht wird. Dabei muss die verwaltungstechnische Umsetzung durch eine umfassende Beratung und gezielte Kontrollen flankiert werden. Daher ist es zum einen wichtig, die landwirtschaftliche Beratung mit Bezug zum Boden- und Gewässerschutz gezielt und praxistauglich auszubauen und

zum anderen den düngerechtlichen Vollzug in den Ländern inhaltlich und organisatorisch zu verbessern. Die für den Vollzug zuständigen Behörden sollten konsequent die neuen Möglichkeiten des novellierten Düngerechts nutzen und zum Datenabgleich auch auf Erhebungen aus anderen Rechtsbereichen zurückgreifen, zum Beispiel auf die Betriebsprofilaten aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKos). Kontrollen sollten zukünftig verstärkt risikoorientiert und anlassbezogen sein und vorrangig auf Belastungsgebiete ausgerichtet werden.

4.1.2. Freiwillige Maßnahmen

Um die Umwelt- und Klimaziele zu erreichen ist es notwendig noch weitere Maßnahmen zu ergreifen, die über die Basislinie der guten fachlichen Praxis, also des Ordnungsrechts, hinaus gehen. Diese Maßnahmen sind auf freiwilliger Basis und müssen von geeigneten umweltpolitischen Instrumenten unterstützt werden. Von zentraler Bedeutung sind dabei neben den förderpolitischen auch organisatorische Instrumente.

Bestehende Fördermaßnahmen in den Bundesländern sollten weiter ausgebaut werden. Diese sind dabei gezielt in Bedarfsregionen sowie auf sensible Standorte zu lenken, da hier in Abhängigkeit von den jeweiligen regionalen beziehungsweise standortspezifischen Gegebenheiten die Wirkung der ordnungsrechtlichen Vorgaben zusätzlich und effizient weiter unterstützt werden kann. Die Finanzierung von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) kann neben dem Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) auch über die Bundesländer und – soweit die Maßnahmen Bestandteil des jeweiligen Rahmenplanes für die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) sind – auch über dieses Instrument mit Bundesmitteln gefördert werden.

Landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in Böden und Gewässer, die über die aktuell geltenden ordnungsrechtlichen Vorgaben hinausgehen, aber als Weiterentwicklung von Agrarumweltprogrammen der Länder oder von Maßnahmenprogrammen innerhalb von Trinkwasserschutz-Kooperationen genutzt werden können, lassen sich wie folgt gliedern:

Wirtschaftsdüngermanagement und Düngung:

- ▶ Mineraldüngereinsatz reduzieren; gegebenenfalls Düngeverzicht fördern (zum Beispiel Reduzierung auf 80 Prozent des Bedarfes)
- ▶ Teilflächenspezifisch düngen durch die flächendeckende Einführung innovativer Messtechniken zur Nährstoffbestimmung in Wirtschaftsdüngern und des Versorgungszustandes der Pflanzen
- ▶ Beprobung des Bodens auf pflanzenverfügbaren, mineralisierten Stickstoff (N_{min}) vor und nach jeder Kultur beziehungsweise Düngungsmaßnahme
- ▶ Auf Importe organischer Düngemittel in Regionen mit Nährstoffüberschüssen verzichten
- ▶ Futter-Mist-Kooperationen bei gleichzeitiger Reduktion des Mineraldüngereinsatzes

Pflanzenbauliche Maßnahmen:

- ▶ Verstärkte Implementierung von ökologischen Anbauverfahren in die konventionelle Bewirtschaftungspraxis

- ▶ Fruchtfolgen diversifizieren und gewässerschonendes Fruchtfolgemanagement
- ▶ Ganzjährige Bodenbedeckung mit beispielsweise (winterharten) Zwischenfrüchten, Untersaaten
- ▶ Mulch- und Direktsaatverfahren
- ▶ Bodenbearbeitung im Herbst reduzieren
- ▶ Mit Acker-, Gewässerrand- und Blühstreifen(-flächen) vor Erosion schützen

Organisatorische und verwaltungstechnische Maßnahmen:

- ▶ Stickstoff-Überschüsse und Stoffströme lückenlos dokumentieren und berichten (gegebenenfalls webbasierte Eingabemöglichkeit mit automatischen Plausibilitätskontrollen)
- ▶ Regionale Stoffstrombilanzierung vornehmen
- ▶ Flächennachweise kontinuierlich überprüfen
- ▶ Wirtschaftsdüngerimporten aus anderen Regionen beziehungsweise Ländern lückenlos nachweisen (zum Beispiel digitales Dossier nach niederländischem Vorbild)

Weitere Maßnahmen von staatlicher und institutioneller Seite:

- ▶ Kostenlose Düngeberatung anbieten
- ▶ Flächen ankaufen und mit Bewirtschaftungsauflagen verpachten
- ▶ Erworbene Flächen innerhalb von Wasserschutzgebieten aufforsten
- ▶ besonders in Regionen mit hoher Nitratbelastung im Grundwasser: Kooperationsmodelle der Wasserversorgung mit der Landwirtschaft einrichten beziehungsweise vertiefen

4.1.3. Agrarstrukturelle Aspekte der Nährstoffverteilung

Wesentliche Umweltprobleme der intensiven Landwirtschaft sind bedingt durch eine starke Konzentration der Tierhaltung in bestimmten Regionen und den damit verbundenen Nährstoffüberschüssen (siehe Kapitel 3.1.1). Ein wichtiger Beitrag wäre es somit den Tierbesatz in intensiven Tierhaltungsregionen wieder verstärkt an die Fläche zu binden und die Flächenbindung von den bodenklimatischen Bedingungen abhängig zu machen. Dadurch wäre gewährleistet, dass der Nährstoffanfall regional angepasst ist und nicht mehr Wirtschaftsdünger in einer Region anfallen, als pflanzenbaulich effizient verwertet werden können.

Für die Festlegung des maximal zulässigen Tierbesatzes wird dabei häufig auf die Angabe von einer bestimmten Anzahl von Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche zurückgegriffen. Diese Angabe ist aber wenig zielführend, wenn es darum gehen soll, den betrieblichen Wirtschaftsdüngeranfall auf ein umweltverträgliches Maß zu reduzieren. Denn in Abhängigkeit von Tierart, Tierkategorie, Rasse und Haltungsform kann eine Großvieheinheit pro Hektar zu einem sehr unterschiedlichen Nährstoffanfall führen. So kann bei einer Besatzdichte von 2 Großvieheinheiten pro Hektar der Nährstoffanfall von Milchkühen bei über 300 Kilogramm Stickstoff pro Hektar liegen, während Mastschweine zwischen 150 und 200 Kilogramm Stickstoff pro Hektar ausscheiden. Hinzu kommt noch, dass mehrere Definitionen für

die Großvieheinheiten bestehen, was besonders beim Geflügel zu großen Unterschieden beim Nährstoffanfall führt. So kann der Stickstoffanfall von Masthähnchen bei einem Tierbesatz von 2 Großvieheinheiten pro Hektar zwischen maximal 210 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (nach BMEL) und 550 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (nach Online-Rechner⁸ des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL)) liegen.

Vor diesem Hintergrund sollte neben einer Obergrenze für die Besatzdichte auch der betriebliche Nährstoffanfall berücksichtigt werden. In der EU-Nitratrichtlinie ist so eine Obergrenze genannt, die bei 170 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (nach Abzug der Stall- und Lagerverluste) liegt. Allerdings gilt sie nur für die Ausbringung von organischen Düngemitteln und nicht für den Stickstoffanfall im Betrieb, weshalb sie nicht dazu beiträgt die Tierhaltung wieder verstärkt an die Fläche zu binden. Hinzu kommt, dass diese Obergrenze für viele Standorte zu hoch ist und es auch bei deren Einhaltung zu hohen Stickstoffverlusten kommt. Daher wäre aus Umweltsicht eine schrittweise Reduzierung von aktuell 170 Kilogramm in der DüV für alle landwirtschaftlichen Flächen, auf maximal 140 Kilogramm Stickstoff pro Hektar für Grünland und 120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar für Ackerland zu empfehlen (Gutser et al. 2010). Dies entspricht je nach Tierart und Haltungsform und den damit verbundenen gasförmigen Stall- und Lagerverlusten einem betrieblichen Stickstoffanfall von ungefähr 150 bis 170 Kilogramm Stickstoff pro Hektar (ohne Abzug von Stall- und Lagerverlusten). Um eine stärkere Bindung der Tierhaltung an die Fläche zu erreichen, sollte sich daher die Förderung von tierhaltenden Betrieben an dieser Obergrenze für den Stickstoffanfall im Betrieb orientieren – gegebenenfalls in Kombination mit einer tierartspezifischen Obergrenze für die Besatzdichte. Bau- und Immissionsrecht sollten hier unterstützen.

Neben der Flächenbindung der Tierhaltung kann der Transfer von Wirtschaftsdünger zu einer besseren Verteilung und dem Recycling der anfallenden Nährstoffe beitragen. Es existieren eine Reihe von Aufbereitungsverfahren, die dazu führen, dass Wirtschaftsdünger weniger Volumen enthalten und damit deren Transport kostengünstiger wird (Schießl et al. 2015). Die angewendeten Verfahren gehen von der einfachen Abtrennung der Feststoffe (Separation) bis hin zu einer Vollaufbereitung. Die Transportwürdigkeit der Wirtschaftsdünger zu erhöhen würde auch eine umweltverträglichere Phosphordüngung erleichtern. Denn einerseits wird dadurch die Variabilität von Phosphor in den Produkten vermindert und somit die Berechnung geeigneter Düngemengen erleichtert. Andererseits können größere Mengen Wirtschaftsdünger in Pflanzenbauregionen mit höherem Phosphorbedarf transportiert werden, um dort den Phosphorbedarf zu decken. Häufig werden Aufbereitungsverfahren kombiniert mit der Gewinnung von Biogas, die die Fließeigenschaften des Substrates verbessert und durch die Wärmebehandlung eine gewisse Hygienisierung vornimmt (ebd.). Leider kommen sie in Deutschland – anders als zum Beispiel in den Niederlanden – bisher kaum zum Einsatz, da es oft ökonomisch günstiger ist nicht aufbereitete Wirtschaftsdünger vor Ort zu verwenden oder auf Mineraldünger zurückzugreifen. Kleinere Anlagen gibt es bereits auf einigen Betrieben. Für die generelle Marktfähigkeit und einen breiteren Einsatz benötigt es günstigere Rahmenbedingungen, die auch die Aspekte der Kreislaufwirtschaft und der Umweltwirksamkeit berücksichtigen. Allerdings sollte beachtet werden, dass eine Etablierung der Aufbereitung von Wirtschaftsdünger bestehende Strukturen der Trennung von Ackerbau und Viehhaltung nicht verstärkt und einer vermehrten Flächenbindung der Viehhaltung nicht im Wege steht.

In Gebieten mit hoher Viehdichte sollte Gülle verstärkt vorbehandelt werden, damit sie weniger Lagervolumen benötigt, anstatt dass in großem Umfang zusätzliche Lagerkapazitäten für flüssige Wirtschaftsdünger geschaffen werden. Damit wird möglichen Havarien von Güllelagern, die in der Regel zu starken Gewässerverunreinigungen insbesondere von Fließgewässern führen

⁸ <https://daten.ktbl.de/gvrechner/gvHome.do-start> (Stand: 04.02.2021)

(siehe Kapitel 3.1.2), vorgebeugt. Zu beachten ist hierbei jedoch, dass eine durch die Vorbehandlung freiwerdende Lagerkapazität nicht durch Aufstockung des Viehbestandes wieder ausgeglichen wird.

4.2. Minderung von Ammoniak-Emissionen

Zusammenfassung

Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Betrieben werden in nationalen und internationalen Richtlinien reguliert. Ziel ist eine emissionsarme, nachhaltige Landwirtschaft. Es gibt zahlreiche gut untersuchte, verfahrenstechnische Maßnahmen in der Landwirtschaft, wie zum Beispiel die Reinigung der Abluft im Stall, die emissionsarme Lagerung und Ausbringung von Gülle, sowie eine nährstoffangepasste Fütterung, die bereits jetzt angewendet werden müssen. Eine wichtige Maßnahme stellt die Verringerung der Nährstoffüberschüsse durch eine hohe Nährstoffeffizienz dar.

4.2.1. Gesetzlicher Hintergrund

Gebietsbezogene Luftreinhaltung

Die Emissionen von Luftschadstoffen aus Industrie und Landwirtschaft sind im Rahmen verschiedener Umweltgesetzgebungen reguliert. Mit der Unterzeichnung des Göteborg-Protokolls des Genfer Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (englisch: United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), Genfer Luftreinhaltekonvention)) 1999 sowie mit der NEC-Richtlinie (EU-RL 2001/81) hatte sich Deutschland dazu verpflichtet, eine nationale Höchstgrenze für die Emissionen von Ammoniak von 550 Kilotonnen pro Jahr einzuhalten und ab dem Jahr 2010 nicht mehr zu überschreiten. Die europäische NEC-Richtlinie wurde inzwischen überarbeitet. Die neue Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe trat am 31.12.2016 in Kraft. Für das Jahr 2020 wurden die Emissionsminderungsziele für Luftschadstoffe aus dem 2012 novellierten Göteborg-Protokoll der Genfer Luftreinhaltekonvention übernommen. Darüber hinaus legt die EU-Richtlinie Verpflichtungen zu einer prozentualen Minderung von Luftschadstoffen für das Jahr 2030 gegenüber dem Jahr 2005 für die Mitgliedstaaten fest. Deutschland verpflichtete sich zu einer 29-prozentigen Minderung gegenüber dem Jahr 2005 für den Schadstoff Ammoniak.

Neben der bisher üblichen, jährlichen Emissionsberichterstattung sind mit der neuen NEC-Richtlinie zusätzliche Berichtspflichten verbunden. Alle zwei Jahre werden nun auch in Deutschland für alle Luftschadstoffe Emissionsprojektionen nach Anhang 1 Tabelle C der Richtlinie erstellt. Gemäß dem Artikel 6 der Richtlinie wird in Deutschland erstmals 2019 ein „Nationales Luftreinhalteprogramm“ erstellt, das mindestens alle vier Jahre aktualisiert werden muss (Bundesregierung 2019b). Dieses Programm enthält neben den Emissionsprognosen auch Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak-Emissionen einschließlich einer Bewertung der Minderungspotenziale.

Anlagenbezogene Luftreinhaltung

Die Industrieemissionsrichtlinie (IE-RL, EU-RL 2010/75), englisch: Industrial Emission Directive (IED)) stellt das zentrale europäische Regelwerk für die Genehmigung und den Betrieb von Industrieanlagen dar. Sie erfasst europaweit insgesamt etwa 52.000 Anlagen. In Deutschland sind rund 9.100 Industrieanlagen und davon über 3.000 Anlagen in der Tierhaltung betroffen, die nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) als IED-Anlage mit einer Öffentlichkeitsbeteiligung genehmigungspflichtig sind. Das Hauptziel der IE-RL ist es, ein

einheitlicheres Umweltschutzniveau und damit gleichartige Wettbewerbsbedingungen in der Europäischen Union durch eine verstärkte Anwendung der besten verfügbaren Techniken (BVT) bei der Anlagenzulassung zu schaffen. Der Einsatz der BVT ist das Kernstück der IE-RL.

Die BVT müssen in der Praxis bereits eingeführt sein. Die Sicherheit und die Qualität der Produkte dürfen nicht beeinträchtigt werden. Der Umweltnutzen muss nachgewiesen sein, Cross-Media-Effekte, also Wechselwirkungen mit anderen Umweltkriterien, und die Anwendbarkeit der Technik müssen erörtert werden. Nicht zuletzt muss die Wirtschaftlichkeit erwiesen sein.

Die BVT bilden die Grundlage für die Genehmigungsanforderungen. Die EU-Kommission organisiert einen Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten, der Industrie, den Nichtregierungsorganisationen und der EU-Kommission, um die BVT nach einheitlicher Methodik abzuleiten. Resultat des Informationsaustausches sind die sogenannten BVT-Merkblätter (englisch: Best Available REference Document (BREF)), deren wichtigsten Bestandteil die BVT-Schlussfolgerungen sind. Die BVT-Schlussfolgerungen stellen nach ihrer Publikation die gemeinsame Grundlage für immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren in Europa dar.

Die IE-RL hat eine Reihe von Änderungen im deutschen Anlagenrecht und den dazu gehörigen Immissionsschutz-Verordnungen ausgelöst. Die konkreten Anforderungen der BVT-Schlussfolgerungen werden in Deutschland in untergesetzliche Regelwerke, wie die Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA Luft) und die Anhänge der Abwasserverordnung (AbwV) festgeschrieben. Damit wird gewährleistet, dass alle Anlagengenehmigungen in Deutschland nach einheitlichen Standards erfolgen.

Die BVT-Schlussfolgerungen zur Intensivhaltung oder –aufzucht von Geflügel oder Schweinen (EU-KOM 2017/302/EU) betreffen folgende Tätigkeiten und Stallgrößen, die in Anhang I Ziffer 6.6 der IE-RL angegeben sind:

Intensivhaltung oder –aufzucht von Geflügel oder Schweinen

- a) mit mehr als 40.000 Plätzen für Geflügel,
- b) mit mehr als 2.000 Plätzen für Mastschweine (Schweine über 30 Kilogramm) oder
- c) mit mehr als 750 Plätzen für Sauen.

Mit der IE-RL erhalten die BVT-Schlussfolgerungen für Intensivtierhaltung rechtlich eine höhere Verbindlichkeit. Sie wurden nach dem Komitologieverfahren beschlossen, also einem Ausschuss-Verfahren, das auch für den Erlass von Durchführungsbestimmungen zu anderen EU-Richtlinien üblich ist. Nach der Abstimmung im sogenannten Artikel 75-Ausschuss der IE-RL, bestehend aus Vertretern der EU-Mitgliedstaaten, wurden die BVT-Schlussfolgerungen zur Intensivhaltung oder –aufzucht von Geflügel oder Schweinen am 21.2.2017 als Durchführungsbeschluss der Kommission im Amtsblatt der Europäischen Union veröffentlicht (EU-KOM 2017/302/EU).

Die IE-RL schreibt vor, dass die zuständige Behörde innerhalb von vier Jahren nach der Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen die Genehmigungsauflagen der betroffenen Anlagen überprüft und gegebenenfalls anpasst (Artikel 21 (3) IE-RL). Sie muss gleichzeitig sicherstellen, dass die betroffenen Anlagen diese Auflagen einhalten. Für Neuanlagen und wesentliche Änderungen gelten die Anforderungen der BVT-Schlussfolgerungen sofort. Bestehende Anlagen sind bis spätestens 21.2.2021 an die Anforderungen der BVT Schlussfolgerungen anzupassen.

Einige BVT-Schlussfolgerungen sind mit sogenannten assoziierten Emissionswerten ausgestattet (englisch: BAT associated emission level (BAT AEL)). Das trifft zu für die BVT zur Minderung von Stickstoff und Phosphor bei der Fütterung von Geflügel und Schweinen, zur Emissionsminderung von Ammoniak aus Ställen sowie bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

4.2.2. Verfahrenstechnische Minderungsmaßnahmen

Die Anforderungen zur Emissionsminderung aus dem anlagenbezogenen und gebietsbezogenen Umweltschutz ergänzen sich und können mit technischen Maßnahmen in den folgenden Bereichen der Tierhaltung erfüllt werden (EU-KOM 2017):

- ▶ Nährstoffmanagement von Geflügel, Schweinen und Rindern
- ▶ Futterbereitstellung (Mahlen, Mischen und Lagerung)
- ▶ Haltung und Aufzucht von Nutztieren
- ▶ Sammeln und Lagerung von Wirtschaftsdünger
- ▶ Aufbereitung von Wirtschaftsdünger
- ▶ Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Alle in der Tierhaltung eingesetzten Maßnahmen wurden in den BVT-Schlussfolgerungen sowie im Ammoniakleitfaden der UNECE beschrieben (Bittman et al. 2014). Diese Maßnahmen sind in Hinblick auf ihre Eignung, Wirksamkeit und Kosten sehr unterschiedlich zu bewerten. Entsprechend der fortschreitenden Entwicklung müssen die Techniken in regelmäßigen Abständen neu bewertet werden. Ausgehend von den international erarbeiteten und beschriebenen Techniken wurde in Deutschland von einer nationalen Expertengruppe der sogenannte „Nationale Bewertungsrahmen der BVT“ des KTBL erarbeitet. Dort wurden die in Deutschland eingesetzten Haltungsverfahren und Minderungsmaßnahmen für diese Haltungsverfahren beschrieben und einheitlich bewertet⁹. Je früher in der Verfahrenskette der landwirtschaftlichen Produktion von der Fütterung bis zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern eine Emissionsminderung erfolgt, desto höher können Verluste in den nachfolgenden Stufen der Verfahrenskette ausfallen. So führt zum Beispiel die Minderung von Ammoniakverlusten im Stall zu einem erhöhten Gehalt an Ammoniumstickstoff (NH₄-N) bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern und damit zu einem erhöhten Verlustrisiko in dieser Verfahrensstufe (siehe Kapitel 3.1.2). Ohne weitere Minderungsmaßnahmen bei der Lagerung gehen die im Stall konservierten Stickstoffmengen teilweise in die Umwelt verloren. Umgekehrt ist eine Investition in eine emissionsmindernde Gülleausbringungstechnik dann besonders effizient, wenn bereits bei der Güllelagerung Minderungsmaßnahmen ergriffen wurden, da die Gülle dann mehr Ammoniumstickstoff enthält. Die Wirksamkeit und Effizienz von Minderungsmaßnahmen sollte deshalb für die gesamte Verfahrenskette betrachtet werden. Im Folgenden sollen einige wichtige Maßnahmen zur Ammoniakminderung näher beleuchtet werden.

Fütterung

Eine sehr kosteneffiziente Minderungsmaßnahme ist die an den Nährstoffbedarf der Tiere angepasste Fütterung. Die entsprechenden Fütterungstechniken zur Reduzierung von Stickstoff und Phosphor in den Ausscheidungen von Schweinen und Geflügel werden in den BVT-

⁹ <http://www.ktbl.de/webanwendungen/nationaler-bewertungsrahmen-tierhaltungsverfahren> (Stand: 04.02.2021)

Schlussfolgerungen gefordert. Durch diese Maßnahmen können Ammoniak-Emissionen in die Luft einerseits und Phosphor-Emissionen in Gewässer andererseits erheblich gemindert werden. Die Höhe der Stickstoffausscheidungen über Kot und Harn der Tiere hängt linear von der Aufnahme von Stickstoff in Form von Rohprotein mit der Nahrung ab. Der Bedarf an Nährstoffen ändert sich im Laufe der verschiedenen Lebensphasen der Tiere. So ermöglicht eine Mehrphasenfütterung während der Mast eine Anpassung der Rohproteinversorgung an den Bedarf der Tiere. Durch die zusätzliche Fütterung bestimmter, essentieller Aminosäuren ist es möglich, den Rohproteingehalt im Futter noch weiter zu reduzieren, ohne Leistungseinbußen (Wachstum, Schlachtkörperqualität, Fleischbeschaffenheit) bei den Tieren in Kauf nehmen zu müssen. In der ökologischen Tierhaltung, wo der Einsatz von isolierten synthetischen Aminosäuren im Futter nicht erlaubt ist, ist dies jedoch nicht möglich. Die Reduzierung des Rohproteingehalts erfolgt über eine Reduzierung des Anteils von Eiweißkomponenten im Endmastfutter. Voraussetzung für die Multiphasenfütterung sind entsprechende Fütterungstechniken und ein höherer organisatorischer Aufwand, die mit zusätzlichen Kosten verbunden sind. Durch die Reduzierung des Rohproteingehalts im Laufe der Mast werden jedoch auch Futterkosten eingespart. Deshalb werden oft negative Kosten für diese Minderungsmaßnahme in den einschlägigen Werken angegeben (Bittman et al. 2014). Diese in den BVT-Schlussfolgerungen festgeschriebene Maßnahme ist mit assoziierten Grenzwerten für die Stickstoffausscheidungen für Geflügel und Schweine verbunden, die von den Betrieben einzuhalten sind.

Stalleinrichtung

Sowohl für Schweine als auch für Geflügel sind Anforderungen zur Ammoniakminderung im Stall in den BVT-Schlussfolgerungen festgeschrieben. Dabei sind folgende Grundprinzipien für verfahrenstechnische Maßnahmen im Stall bekannt:

- ▶ Verkleinern der Oberfläche, von der Ammoniak emittieren kann
- ▶ Häufiges Entmisten / Entfernen von Gülle und Stallmist aus dem Stall in ein externes Lager
- ▶ Im Geflügelbereich: Häufiges Entmisten der Kotbänder; Trocknung von Geflügelmist
- ▶ Im Geflügelbereich: Verhindern der Wiederbefeuchtung von getrocknetem Geflügelmist
- ▶ Trennen von Urin und Kot
- ▶ Die Einstreu in einem trockenen und sauberen Zustand erhalten
- ▶ Absenken des pH-Wertes der Gülle durch Ansäuerung / Neutralisation
- ▶ Kühlung von Gülle im Stall
- ▶ Reinigen der Abluft in zwangsgelüfteten Ställen mit geeigneten Systemen

Abluftreinigung in zwangsgelüfteten Ställen

Abluftreinigungsanlagen werden auch als End-of-Pipe-Technik für die Minderung von Ammoniak-Emissionen bezeichnet, sind also additive, nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen, die nur die Emissionen aus dem Stall, nicht die Entstehung von Ammoniak verringert. Sie sind im UNECE-Ammoniakleitfaden (Bittman et al. 2014, S. 1) als „gut erforschte, als praktikabel oder potenziell praktikabel betrachtete Techniken, für deren emissionsmindernde Wirkung zumindest auf experimenteller Ebene quantitative Daten vorliegen“ definiert. Abluftreinigung wird in Deutschland nur für IED-Anlagen und somit für Betriebsgrößen ab 2.000 Tierplätzen bei

Mastschweinen, 750 Tierplätzen bei Sauen, 3.000 Tierplätzen bei Ferkel und 40.000 Tierplätzen bei Geflügel zur Einhaltung der BVT gefordert. In Deutschland und in anderen europäischen Ländern (zum Beispiel in den Niederlanden) ist die Abluftreinigung in großen Schweineställen, aber auch in der Geflügelhaltung inzwischen weit verbreitet. Nach Herstellerabfragen (Hahne et al. 2016) wurde eine Zahl von über 1.000 Abluftreinigungsanlagen allein im Bereich Schweinehaltung ermittelt. Etablierte Systeme sind Biofilter, Rieselbettreaktoren (Bio-Wäscher), Chemo-Wäscher und kombinierte Reinigungsverfahren (zwei oder dreistufig). Das Ammoniak-Minderungspotenzial von Rieselbettreaktoren liegt bei 70 Prozent, während das von mehrstufigen Anlagen bei 90 Prozent und darüber liegen kann (ebd.). Die Wirksamkeit der Ammoniak-Abscheidung ist abhängig von einer regelmäßigen Wartung der Anlagen. Hierzu existieren inzwischen klare technische Vorgaben, um mithilfe elektronischer Betriebstagebücher gute Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle zu realisieren. Bei Einsatz von Säure zur pH-Regulierung ist ein zusätzliches Lager für das säurehaltige Waschwasser notwendig. Direkt vor der Ausbringung kann das Waschwasser mit der Gülle vermischt werden. Durch die Erhöhung der auszubringenden Güllemenge steigen die Ausbringkosten einerseits und der Düngewert der Gülle andererseits.

Die Abluftreinigung ist aktuell grundsätzlich nur bei Ställen mit Zwangslüftung einsetzbar, da die Abluft aus den Ställen gesammelt und mit Ventilatoren durch die Reinigungsanlage geleitet werden muss. Hauptanwendungsbereich ist daher die Schweine- und Geflügelhaltung. Abluftreinigungsanlagen lassen sich bei Neubauten und als Nachrüstungen realisieren und sind mit hohen Investitionskosten verbunden. In der Praxis werden Abluftreinigungsanlagen häufig auch in kleineren Tieranlagen eingebaut, wenn andere Maßnahmen, zum Beispiel Fütterung und Entmistung, nicht ausreichen, um den Immissionsschutz bei Neuanlagen oder wesentlichen Erweiterungen zu gewährleisten.

Schweinemast: Außenklimastall

Außenklimaställe ohne Auslauf werden mit Ausnahme des Tiefstreustalls gegenüber zwangsgelüfteten Ställen mit Vollspaltenboden als emissionsärmer eingestuft, da die geringeren Temperaturen im Außenklimastall zu einem verringerten Ammoniak-Emissionspotenzial führen. Eine Minderung um circa ein Drittel ist im Vergleich zu zwangsbelüfteten Ställen ohne weitere Minderungstechnik möglich (Eurich-Menden 2012; VDI 3894 Blatt 1). Voraussetzung ist die Sicherstellung eines ausreichenden Platzbedarfs der Tiere, der um etwa 30 bis 40 Prozent höher liegt, als die Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung vorschreibt, um Funktionsbereiche einrichten zu können und eine geringere emittierende Oberfläche zu erreichen.

Außenklimaställe bringen deshalb vor allem auch Vorteile mit sich, die dem Tierwohl dienen (siehe Kapitel 2.4.2). Für Außenklimaställe sind wärmedämmte oder eingestreute Liege- und Ruhebereiche charakteristisch. Im Hinblick auf den Energiebedarf sind Außenklimaställe günstiger zu bewerten als zwangsgelüftete Ställe, da auf Lüftung und Heizung weitgehend verzichtet werden kann. Allerdings sind ein höherer Arbeitsaufwand durch mehr Reinigungs- und Desinfektionsbedarf und ein größerer Reparaturbedarf mit dem Außenklimastall verbunden.

Lagerung von Wirtschaftsdünger

Ammoniakverluste aus Güllelagern können durch eine Abdeckung offener Lager erheblich minimiert werden (Bittman et al. 2014). Die einfachste und kostengünstigste Form der Güllelagerabdeckung sind Schwimmdecken. Diese bilden sich hauptsächlich auf Rindergülle, aber auch bei faser- und trockensubstanzreicher Schweinegülle. Das Minderungspotenzial liegt bei Rindergülle zwischen 30 und 80 Prozent und bei Schweinegülle zwischen 20 und 70 Prozent. Für Anlagen, die nach dem BImSchG genehmigt werden, reicht diese Form der Abdeckung jedoch nicht aus. Die TA Luft (2002) forderte bereits eine Minderung, die höher liegt.

Entsprechend dem Stand der Technik werden in dem Kabinettsentwurf der angepassten TA Luft (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) 2020) für diese Anlagengrößen bereits 90 Prozent Ammoniakminderung bei der Lagerung von Gülle in externen Behältern gefordert. Schwimmfolien weisen ein Minderungspotenzial von 80 bis 90 Prozent auf. Ihr Vorteil liegt in einem geringen Wartungsaufwand. Niederschlagswasser muss in die unterliegende Gülle abgeleitet oder abgepumpt werden. Das höchste Minderungspotenzial mit bis zu 95 Prozent haben feste Abdeckungen, wie eine Betondecke, ein Zeltdach oder eine Abdeckung aus Kunststoff. Feste Abdeckungen haben die längste Lebensdauer mit geringem Wartungsaufwand. Ein weiterer Vorteil gegenüber anderen Abdeckungsarten ist, dass der Eintrag von Regenwasser verhindert wird. Ein Zeltdach ist jedoch aufgrund der statischen Belastung nicht für alle Güllebehälter geeignet.

Eine weitere Maßnahme zur Reduzierung der Ammoniakverluste während der Lagerung von Wirtschaftsdüngern ist die Ansäuerung im Stall oder im Lagerbehälter. Die Minderungswirkung im Stall beträgt circa 65 Prozent bis 70 Prozent und im Lager bis zu 90 Prozent (Kaupenjohann et al. 2019). Die Ansäuerung im Stall hat zudem den Vorteil, dass die Methan- und Schwefelwasserstoffproduktion wesentlich verringert wird, was einen positiven Effekt auf das Stall-Klima sowie auf das Tierwohl und die Gesundheit der im Stall arbeitenden Menschen hat. Trotz der positiven Wirkungen der Ansäuerung von Gülle im Stall und im Lager lassen die rechtlichen Bestimmungen eine uneingeschränkte Umsetzung noch nicht zu, da die Zugabe von Säure nicht konform mit den Regelungen zur Lagerung von Jauche, Gülle und Silosickersäften ist.

Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern können durch Einsatz emissionsmindernder Techniken und durch organisatorische Maßnahmen gesenkt werden (siehe Kapitel 4.1). Als Stand der Technik sind Schleppschlauch- und Schleppschuhverteiler sowie Schlitztechniken zu nennen. Die Maßnahmen führen zu einer Reduzierung der emittierenden Oberfläche und zu einer Verkürzung der Verweilzeit der Gülle auf dem Boden. Schlitztechniken haben ein noch höheres Minderungspotenzial für Ammoniakverluste als Schleppschlauch- und Schleppschuhverteiler, können aber auch zu einem Anstieg von Lachgasemissionen führen. Sie sind für die Ausbringung auf Grünland und in wachsende Ackerkulturen geeignet. Die Anwendbarkeit von Schleppschlauch- und Schleppschuhverteiler sowie Schlitztechniken kann aufgrund geringer Hangtauglichkeit und Wendigkeit sowie bei hohem Gesteinsanteil im Boden eingeschränkt sein.

Das höchste Minderungspotenzial für Ammoniak-Emissionen besitzt der Güllegrubber. Die hohe Minderung wird durch direkte Einarbeitung der Gülle in den unbewachsenen Boden erreicht. Der Grubber ist nur für nicht bewachsene Flächen geeignet. Die Einarbeitung kann auch mit herkömmlichen Bodenbearbeitungsgeräten nach der Ausbringung durchgeführt werden. Die Einarbeitung in den Boden erfolgt dann kurz nach der Ausbringung. Die möglichst schnelle Einarbeitung ist umso wichtiger, je dickflüssiger die Gülle und je höher die Temperaturen sind. Bei Einarbeitung innerhalb von einer Stunde entspricht das Minderungspotenzial annähernd dem Güllegrubber. Es sinkt deutlich, wenn die Einarbeitung erst innerhalb von 4 Stunden nach Ausbringung erfolgt, was auf unbestelltem Ackerland gemäß DüV noch bis Anfang 2025 erlaubt ist. Hohe Temperaturen und windiges Wetter sollten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger generell gemieden werden.

Neben den oben genannten Ausbringtechniken können die Ammoniakverluste auch durch die Ansäuerung von Wirtschaftsdüngern während der Ausbringung reduziert werden. Dabei wird in der Regel die Absenkung des pH-Werts auf 6 bis 6,5 angestrebt. Durch die Ansäuerung von Gülle in Verbindung mit der Schleppschlauchablage wird eine Verminderung der Ammoniakemission um 60 Prozent bis 70 Prozent gegenüber einer Ausbringung nicht angesäuerter Gülle mit dem

Schleppschlauch erreicht (Kaupenjohann et al. 2019). Bei der Ansäuerung sind umfangreiche Sicherheitsvorschriften zu beachten. Das gilt sowohl für die Arbeits- als auch für die Verkehrssicherheit. Sichere, langjährig im praktischen Einsatz in Dänemark geprüfte Techniken für den Umgang mit konzentrierter Schwefelsäure sind jedoch verfügbar.

4.3. Minderung von Treibhausgas-Emissionen

Zusammenfassung

Mit dem Klimaschutzprogramm 2030 werden von der Bundesregierung konkrete Maßnahmen und Instrumente zur Minderung von Treibhausgasen in der Landwirtschaft vorgelegt. Mit fünf Maßnahmen soll der Sektor seine Emissionen gemäß Zielvereinbarung bis 2030 auf 58 Millionen Tonnen senken. Um dieses Ziel zu erreichen, sind große Anstrengungen notwendig.

In Bezug auf die Tierhaltung setzt das Maßnahmenpaket auf die Reduzierung der Stickstoffüberschüsse durch eine effizientere Düngung und auf Verbesserungen bei der Lagerung von Mist und Gülle sowie auf die Steigerung der energetischen Verwertung von Wirtschaftsdüngern. Strukturelle Maßnahmen, die auf eine erforderliche Reduzierung des Tierbestandes abzielen und große Minderungswirkung entfalten könnten, sind im Maßnahmenprogramm nicht enthalten.

Im 2019 verabschiedeten Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) sind für jeden Sektor verbindliche Treibhausgasminderungsziele festgelegt. Der landwirtschaftliche Sektor (inklusive der Emissionen aus den mobilen und stationären Verbrennungen) muss seine Emissionen bis 2030 auf 58 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente jährlich reduzieren. Das entspricht einer Reduktion von rund 12 Millionen Tonnen in den kommenden 10 Jahren. Für die Landwirtschaft ist das eine große Herausforderung, denn technische Maßnahmen haben nur ein begrenztes Minderungspotenzial (UBA 2014b) und eine systematische Verringerung der Tierbestände wird bisher in den Maßnahmen nicht adressiert (Harthan et al. 2020, siehe Kapitel 5).

Im Rahmen des Klimaschutzprogramms 2030 (Bundesregierung 2019a) hat das BMEL Maßnahmen vorgelegt, mit denen die Treibhausgas-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors reduziert und das Ziel des Klimaschutzgesetzes erreicht werden sollen.

Im Folgenden werden ausgewählte Maßnahmen aus dem Klimaschutzprogramm 2030, die sich auf die Tierhaltung beziehen, vorgestellt. Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasen in der Tierhaltung müssen vorrangig Methan und Lachgas reduzieren. Hierbei gibt es große Schnittmengen zu den Maßnahmen zur Minderung von Nährstoffüberschüssen (Kapitel 4.1) und Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak-Emissionen (Kapitel 4.2).

4.3.1. Reduktion von Stickstoffüberschüssen aus Wirtschaftsdünger

Für eine Reduktion der Treibhausgase in der Tierhaltung ist die Senkung der Stickstoffüberschüsse, die hauptsächlich durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern entstehen, zentral (siehe Kapitel 4.1). Im Maßnahmenprogramm der Bundesregierung soll die Maßnahme „Senkung der Stickstoffüberschüsse, Ammoniak-Emissionen und Lachgasemissionen sowie Verbesserung der Stickstoffeffizienz“ hauptsächlich mit den novellierten Düngeverordnungen umgesetzt werden. Außerdem sollen über staatliche Förderung, Beratung und Forschung emissionsarme Ausbringungstechnik und gasdichte Güllelager gefördert werden. So ist zum Beispiel das Ziel, die gasdichte Lagerung von Rinder- und Schweinegülle auf 70 Prozent zu steigern. Das ist zwar eine sinnvolle Maßnahme zur Minderung von Methan-Emissionen, allerdings muss noch weiter untersucht werden, wie dies technisch am besten umgesetzt wird.

Außerdem ist eine gasdichte Abdeckung für 70 Prozent der Güllelager sehr teuer und in der bisherigen Finanzierung des Programms nicht vorgesehen.

4.3.2. Energetische Nutzung von Wirtschaftsdüngern

Eine weitere technische Maßnahme zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen in der Tierhaltung ist die Stärkung der Vergärung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft. Das Wirtschaftsdüngermanagement, also die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, ist für rund 19 Prozent der gesamten Methan-Emissionen Deutschlands verantwortlich (UBA 2020f). In Biogasanlagen werden tierische Wirtschaftsdünger mit Hilfe von Bakterien unter Ausschluss von Sauerstoff abgebaut. Dabei entsteht Biogas mit einem hohen Anteil Methan, das nun nicht mehr unkontrolliert in die Atmosphäre entweicht, sondern direkt vor Ort mit einem Blockheizkraftwerk in Strom und Wärme umgewandelt wird. Alternativ kann es auf Erdgasqualität aufbereitet und in das Erdgasnetz eingespeist werden.

Durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern können die Methan-Emissionen des Wirtschaftsdüngermanagements reduziert und gleichzeitig erneuerbare Energie (Strom, Wärme, Biomethan) genutzt werden. Die Nährstoffe gehen im Vergärungsprozess nicht verloren und sind in den anfallenden Gärresten gut pflanzenverfügbar. In einer vom UBA in Auftrag gegebenen Studie wird davon ausgegangen, dass das in Deutschland vorhandene Potenzial zur Güllevergärung unter günstigen regulatorischen Rahmenbedingungen verdoppelt werden kann, was bedeuten würde, dass 60 Prozent des gesamten Wirtschaftsdüngers vergoren werden könnten (Scholwin et al. 2019). Auch im Klimaschutzprogramm 2030 ist die Maßnahme Stärkung der Vergärung von Wirtschaftsdüngern enthalten, jedoch ohne konkrete Zielvorgabe (Bundesregierung 2019a, S. 111).

Für die Steigerung der Güllevergärung ist ein gut durchdachtes, ökonomisch attraktives und austariertes Anreizsystem notwendig. Dies könnte zum Beispiel durch eine Vorschrift zur Güllevergärung ab einer bestimmten Stallgröße erreicht werden. Denkbar sind außerdem Investitionszuschüsse für Neubauten oder bauliche Veränderungen an Bestandsanlagen zur Steigerung des Gülleanteils. Innerhalb des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG 2017) sollte die Sondervergütungsklasse für Güllekleinanlagen weiterentwickelt werden (UBA 2020g). Ferner sollten Hemmnisse im bestehenden Ordnungs- und Förderrecht, die der Güllevergärung entgegenwirken, abgebaut werden (Scholwin et al. 2019). Ein Teil dieser Vorschläge ist im Klimaschutzprogramm 2030 (Bundesregierung 2019a) enthalten. Um das Ziel zu erreichen, müssen nun attraktive Förder- und Umstellungskonzepte erarbeitet werden. Wichtig ist darauf zu achten, dass die Förderung der Güllevergärung nicht zu Kapazitäten führt, die der Reduktion der Viehbesatzdichten entgegenstehen und dass es nicht zu erhöhten Transporten von Wirtschaftsdüngern kommt. Auch sollten Energiepflanzen, die nur für die energetische Verwertung in Biogasanlagen angebaut werden, nicht verstärkt zum Einsatz kommen. In den Landkreisen mit Nährstoffüberschüssen sollten daher Kriterien festgelegt werden, bei denen jeglicher zusätzliche Einsatz von Energiepflanzen zur Biogasproduktion im Vergleich zum Status Quo unterbunden wird.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass Unsicherheiten bei der Treibhausgas-Minderungswirkung von Biogasanlagen aufgrund von Methan-Freisetzung bestehen. Gründe sind Methanschluß in den Motoren des Blockheizkraftwerks, nicht gasdicht geschlossene Gärrestlager und Leckagen. Durchschnittlich gelangt in einer Anlage etwa 5 Prozent des produzierten Methans unkontrolliert in die Atmosphäre (Fendler et al. 2019). Auch bei der Nutzung von Wirtschaftsdüngern ist auf einen optimalen Sicherheitsstandard und Emissionsschutz der Biogasanlagen zu achten. Außerdem besteht Unsicherheit bei der Entstehung von Antibiotikaresistenzen in Gärresten beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern aus mehreren

Betrieben und beim Humusbildungs-Potenzial der Gärreste gegenüber unvergorener Gülle. Auch hier ist weitere Forschung notwendig.

4.3.3. Züchtung und Fütterung

Weitere Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgas-Emissionen aus der Tierhaltung bestehen im Bereich Züchtung und Fütterung. Diese befinden sich jedoch größtenteils noch im Entwicklungsstadium. Daher ist unklar, ob sie sicher, wirksam und praktikabel sind.

Die Züchtung (genetische Selektion) von Nutztieren kann zum einen auf die Erhöhung der Einzeltierproduktivität setzen. So können mit weniger Tieren die gleichen Mengen an Milch, Fleisch und Eiern produziert werden und es entstehen weniger tierbezogene Emissionen pro Einheit Produkt. Eine weitere Leistungssteigerung über die Zucht ist wegen des ungünstigen Zusammenhangs mit Fruchtbarkeit und Gesundheit (Rauw et al. 1998) jedoch nicht sinnvoll. Vielmehr sollte das Zuchtziel hier Fruchtbarkeit und Gesundheit beinhalten, um so zu einem nachhaltigeren Produktionssystem beizutragen.

Der tägliche Methanausstoß, korrigiert um die Leistung des Tieres und der Futteraufnahme, ist zwar ein erbliches Merkmal und wird seit Jahren intensiv untersucht (Lassen und Difford 2020). Bisher gibt es jedoch keine Zuchtprogramme, die dieses Merkmal beinhalten, da die Methanmessung an Wiederkäuern teuer, aufwändig und nicht flächendeckend möglich ist. Der Vorteil der genetischen Selektion ist, dass ihr Effekt über jede weitere Generation kumulativ wirkt und damit nachhaltig ist. Sollte sich eine einfach anwendbare Technologie etablieren, könnte die genetische Selektion auf weniger Methanausstoß eine interessante ergänzende Maßnahme sein.

Die Methanbildung im Pansen kann durch die Auswahl des Futters und mit Futterzusatzstoffen eingeschränkt werden. Das Potenzial der vielfältigen Fütterungsstrategien und Futterzusatzstoffe ist schwer einzuschätzen und wird in zahlreichen Studien untersucht. Viele Präparate und Wirkstoffe befinden sich im Stadium der Entwicklung und Erprobung (Beauchemin et al. 2020). Einige haben negative Wirkungen auf die Tiergesundheit, sind in der EU nicht zugelassen oder haben nur *in vitro* eine nachgewiesene Wirkung. Die Wissenschaftlichen Beiräte beim BMEL kommen deshalb zu dem Schluss, dass das Treibhausgas-Reduktionspotenzial dieser Maßnahmen gering oder nicht abschätzbar ist (WBAE und Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik (WBW) 2016). Es empfiehlt sich jedoch, die weitere Entwicklung zu beobachten und diese Maßnahmen gegebenenfalls neu zu bewerten.

4.3.4. Flächenbindung

Die vom BMEL im Klimaschutzprogramm 2030 entwickelten Maßnahmen zur Minderung der Emissionen aus der Tierhaltung enthalten auch die Entwicklung der Tierbestände (Bundesregierung 2019a). Schrittweise sollen Förderungen auf eine Besatzdichte von 2 Großvieheinheiten pro Hektar auf Betriebsebene ausgerichtet werden. Eine stärkere Flächenbindung ist ein Schritt in die richtige Richtung. Allerdings können 2 Großvieheinheiten bereits für die gesetzlich erlaubte Stickstoffmenge zu viel sein, je nach Tierkategorie, Rasse und Haltungsform. Vielmehr sollte neben einer Obergrenze für die Besatzdichte der betriebliche Nährstoffanfall berücksichtigt werden (siehe Kapitel 4.1.3). Eine solche strukturelle Flächenbindung hätte zahlreiche Synergien zur Vermeidung von Nährstoffüberschüssen und zur Luftreinhaltung sowie zum geringeren Einsatz von Tierarzneimitteln und Bioziden. Es wird aber nicht weiter ausgeführt, wie sich damit die Tierbestände genau entwickeln sollen. Damit steht diese Maßnahme potenziell im Widerspruch zu dem Grundsatz, dass es „keine Produktionseinschränkungen“ geben soll (Bundesregierung 2019a, S. 107).

4.4. Minderung von Tierarzneimittel-Einträgen

Zusammenfassung

„One Health“ bedeutet, dass die Gesundheit von Mensch, Tier und Umwelt eng miteinander verknüpft sind. Tiermedizin, Agrarwissenschaft, Gesetzgebung und landwirtschaftliche Praxis müssen daher gemeinsam daran arbeiten, die Einträge von Tierarzneimitteln zu verringern. Von staatlicher Seite wird reguliert, was abgegeben werden darf und erfasst, welche Mengen abgegeben wurden. Tierärzte, Tierärztinnen und landwirtschaftliche Betriebe setzen die Mittel gemeinsam zur Behandlung von Tieren ein. In der Humanmedizin sind viele der Wirkstoffe ebenfalls relevant. Das Ganze ist ein komplexes System, bei dem sowohl am Einsatz beim Tier, als auch beim Verbleib und bei der Entsorgung der wieder ausgeschiedenen Tierarzneimittel und ihrer Abbauprodukte über die Wirtschaftsdünger angesetzt werden muss. Ein Maßnahmenmix umfasst daher einen strengeren gesetzlichen Rahmen, Aufklärung und Weiterbildung, bessere Haltungsbedingungen für Nutztiere und die Behandlung und verlustarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Dabei ist klar, dass viele dieser Maßnahmen gleichzeitig zur Verringerung von Nährstoffverlusten, Ammoniak-Emissionen und zu einem nachhaltigeren Produktionssystem durch gesündere Tiere führen (siehe Kapitel 4.6).

4.4.1. Regulatorische Maßnahmen

Mit dem Inkrafttreten der Leitfäden der Veterinary International Conference of Harmonization (VICH) CVMP/VICH/592/98-FINAL im Jahr 2001 (Europäische Arzneimittel-Agentur (EMA) 2000) und VICH GL 38 im Oktober 2005 (EMA 2005) wurde die Bewertung der Umweltauswirkungen von Tierarzneimitteln fester Bestandteil der europäischen Tierarzneimittelzulassung. Entsprechende standardisierte Unterlagen zur Umweltexposition und gegebenenfalls zu Abbau, Verbleib und Effekten in der Umwelt sind für jede Neuzulassung einzureichen. Dennoch liegen für viele handelsübliche Wirkstoffe keine Daten zu ihrer Wirkung in der Umwelt vor. Es handelt sich dabei um sogenannte Altwirkstoffe, die vor 2005 zugelassen wurden. Das UBA setzt sich für die Etablierung eines Wirkstoff-basierten Monographie-Systems ein. Dessen Ziel ist es, komplette Umweltbewertungen (Dossiers oder Monographien) für Arzneimittelwirkstoffe zu erarbeiten, die für viele noch immer fehlen, diese dann durch Zulassungsbehörden zu validieren und europaweit zugänglich zu machen. Diese Form von Datensammlung sollte auf europäischer Ebene sowohl für neue als auch für die sogenannten Altwirkstoffe ohne Umweltbewertung angewendet werden und verspricht eine konsistentere, aktuellere Bewertung bei gleichzeitiger Einsparung von Ressourcen, mehr Tierschutz und eine bessere Verfügbarkeit von Umweltdaten aus der Stoffbewertung.

Tierarzneimittel mit Wirkstoffen, die PBT- oder vPvB-Eigenschaften (persistent, bioakkumulierend, toxisch, beziehungsweise sehr persistent, sehr bioakkumulierend) haben, sollten nicht in die Umwelt gelangen und in Deutschland und EU-weit generell nicht zugelassen beziehungsweise vom Markt genommen werden, da es keine effektiven Risikominderungsmaßnahmen für diese problematischen Stoffe gibt. In der neuen EU-Tierarzneimittelverordnung (EU-VO 2019/6) wird die Zulassung von solchen Wirkstoffen eingeschränkt, jedoch nicht verboten. Zum Schutz der Umwelt können bei ermitteltem Risiko per Gesetz im Rahmen des Arzneimittelzulassungsverfahrens Risikominderungsmaßnahmen beauftragt werden. Für Tierarzneimittel gibt es jedoch derzeit noch sehr wenige effektive und praktikable Risikominderungsmaßnahmen, so dass hier Forschungsbedarf besteht.

Für Pflanzenschutzmittel und Biozide im Grundwasser gilt laut Trinkwasserverordnung (TrinkwV) ein Grenzwert von 0,1 Mikrogramm pro Liter. Das UBA empfiehlt aus Vorsorgegründen für Antibiotika einen Grenzwert in Höhe des geltenden Grenzwerts für

Pflanzenschutzmittel und Biozide. Damit wäre die rechtliche Grundlage für eine regelmäßige Kontrolle des Grundwassers und weitergehende Maßnahmen im Falle von Überschreitungen gesetzt.

Die Verminderung des Eintrags von Tierarzneimitteln in die Umwelt ist durch zahlreiche Maßnahmen, beginnend mit der Gestaltung der Haltungsbedingungen zur Gesunderhaltung der Tiere über die Lagerung oder Weiterbehandlung von Gülle und Mist bis hin zu deren Ausbringung auf Äcker und Grünland zur Düngung möglich. In den letzten Jahren wurden in der landwirtschaftlichen Tierhaltung verstärkt Maßnahmen ergriffen, um die Gesundheit der landwirtschaftlichen Nutztiere zu fördern und damit den Arzneimitteleinsatz - insbesondere den Einsatz von antimikrobiellen Wirkstoffen - zu verringern. Die Verringerung des Tierarzneimiteleintrages in die Umwelt beziehungsweise die Entlastung der Umweltkompartimente stand im Rahmen dieser Maßnahmen jedoch meist nicht im Vordergrund. Daher wurden vom UBA Maßnahmen erarbeitet, die veterinärmedizinische und agrarwissenschaftliche Optionen, technische und biologische Verfahren zur Wirtschaftsdüngeraufbereitung und Maßnahmen zur Expositionsminderung in der landwirtschaftlichen Praxis berücksichtigen (Vidaurre et al. 2016).

4.4.2. Kommunikation und Weiterbildung

Informationskampagnen und Weiterbildung sollten langfristigen Maßnahmen vorangehen, um Beschäftigte in der landwirtschaftlichen und veterinärmedizinischen Praxis für die Problematik zu sensibilisieren. Daher bieten sich als Maßnahmen an (Vidaurre et al. 2016; Kemper et al. 2018):

- ▶ Umweltaspekte konsequent in die Ausbildung integrieren (Agrarwissenschaft, Landwirtschaft, Tiermedizin)
- ▶ Weiterbildungsangebote für Beschäftigte in der Landwirtschaft und der Tiermedizin
- ▶ Informationskampagnen zu risikomindernden Praktiken für Landwirtschaftsbetriebe und Tierärztinnen und Tierärzte
- ▶ Informationskampagnen zu pflanzlichen Tierarzneimitteln und Futterzusatzstoffen
- ▶ Informationskampagnen für die Öffentlichkeit

Das UBA fördert den Dialog zur Problematik von Tierarzneimitteln in der Umwelt auf Basis des Vorsorgeprinzips mit den Beteiligten aus landwirtschaftlicher Praxis, Tiermedizin und Wissenschaft. Dazu wurde das Internetportal „Tierarzneimittel in der Umwelt“ erstellt, das zu speziellen Maßnahmen zur Verringerung von Tierarzneimiteleinträgen in die Umwelt Informationen bereit stellt¹⁰. Ein weiteres Ziel des Internetportals ist es, das Thema Tierarzneimittel und Umwelt stärker in die Aus- und Weiterbildung von tierärztlichem Fachpersonal und Beschäftigten in der Landwirtschaft zu integrieren. Seit November 2018 stehen im Internetportal des UBA aus diesem Grund frei verfügbare Lehrmaterialien¹¹ für Lehrende und Lernende der Tierwissenschaften und Tiermedizin zur Verfügung.

¹⁰ <http://www.umweltbundesamt.de/tierarzneimittel-in-der-umwelt-startseite> (Stand: 04.02.2021)

¹¹ <http://www.umweltbundesamt.de/bildungsangebote-zu-tierarzneimitteln-umwelt> (Stand: 04.02.2021)

4.4.3. Verbesserung der Tiergesundheit

Tierarzneimittel, die nicht verordnet werden müssen, können auch die Umwelt nicht belasten. In diesem Sinne kommt der Gesunderhaltung der Tiere eine zentrale Bedeutung zu. Verbesserte Haltungsbedingungen reduzieren die Anzahl von Stressoren für die Tiere und stärken deren Widerstandskraft gegen Infektionen. Dies bedingt wiederum weniger behandlungswürdige Erkrankungen und damit einen verringerten Einsatz von Tierarzneimitteln. So sind u. a. Gruppengrößen, Belüftung, Temperatur, Stallhygiene, Tränkwasser und Futter wichtige Faktoren, die bei wiederkehrenden Erkrankungen überprüft werden sollten, um den Einsatz von Tierarzneimitteln langfristig zu reduzieren.

Neben krankheitsvermeidenden Haltungsbedingungen sind weitere Maßnahmen für die Gesunderhaltung der Tiere und damit für die Verminderung des Tierarzneimitelesatzes von Bedeutung (Vidaurre et al. 2016):

- ▶ leistungsgerechte und qualitativ hochwertige Futter- und Tränkwasserversorgung
- ▶ optimale Hygiene durch gezielte Reinigung und Desinfektion sowie Kontrolle des Personen-, Tier- und Warenverkehrs (Biosicherheit)
- ▶ Stärkung des Immunsystems der Tiere durch wissenschaftliche durchdachte Impfregime sowie optimale Versorgung der Jungtiere mit Kolostrum (Biestmilch)
- ▶ Gesundheitsmonitoring zur frühzeitigen Erkennung von Krankheiten im Bestand
- ▶ die Anwendung von Phytopharmaka und weiteren alternativen Behandlungsstrategien prüfen

Erweist sich der Einsatz von Tierarzneimitteln für die Gesunderhaltung der Tiere als unumgänglich, müssen Verschleppungen in die Umwelt vermieden werden. Dazu sollte die Darreichungsform beachtet und geprüft werden, ob der Einsatz eines Injektionspräparates anstelle eines oral zu verabreichenden Präparates möglich ist. Bei oral zu verabreichenden Präparaten sollte einem granulatförmigen Präparat der Vorzug vor einem pulverförmigen gegeben werden.

Tierhaltungsformen, die das Ziel verfolgen, Tierhaltung unter Verzicht beziehungsweise Beschränkung des Einsatzes von chemischen-synthetischen Tierarzneimitteln zu praktizieren, können damit zur Senkung von Tierarzneimittelnträgen in die Umwelt beitragen. Ein Beispiel ist die Ökologische Landwirtschaft oder freiwillige Label-Programme, die auf Behandlungen mit Antibiotika in der Schweinemast verzichten.

4.4.4. Behandlung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Die gezielte Variation der Lagerungszeiten sowie die Behandlung von Wirtschaftsdünger durch Vergärung und Kompostierung vor dessen Ausbringung auf dem Feld kann die Konzentration von Tierarzneimitteln im Dünger verringern, so dass der Eintrag von Tierarzneimittelrückständen in die Umwelt abnimmt (Schwarz 2014; Vidaurre et al. 2016). Während der Lagerung können Tierarzneimittel durch Mikroorganismen abgebaut werden, wobei der Abbau stark wirkstoffabhängig ist sowie von der Temperatur und dem Sauerstoffgehalt des gelagerten Düngers beeinflusst wird.

Es gibt Hinweise darauf, dass eine anaerobe Vergärung in der Biogasanlage den Abbau zahlreicher Tierarzneimittel beschleunigt. Allerdings ist die anaerobe Vergärung bei bestimmten Wirkstoffen weniger effizient als die passive Lagerung bei stapelfähigen

Wirtschaftsdüngemitteln. Effektiver ist eine gezielte Förderung des Abbaus unter aeroben Bedingungen in Form einer Kompostierung. Eine Kompostierung kann vornehmlich zur Behandlung von Festmist wie auch für die Feststoffe nach der Fest-Flüssig-Separierung von Substraten wie Gülle oder Gärresten angewendet werden. Sie beschleunigt die Abnahme der messbaren Gehalte zahlreicher Tierarzneimittel und verkürzt die entsprechenden Halbwertszeiten im Vergleich zu einer passiven Lagerung, da eine mikrobielle Umsetzung unter Sauerstoffanwesenheit effizienter als unter Sauerstoffabwesenheit erfolgt. Allerdings ist der arbeitstechnische Aufwand für die Durchführung einer guten Kompostierung höher als der für die Behandlung von Wirtschaftsdünger in einer Biogasanlage.

Die Einhaltung der Grundsätze der guten landwirtschaftlichen Praxis, zum Beispiel die bodennahe Düngeraufbringung mit Schleppschlauch- und Schleppschuhapplikatoren, mindert nicht nur Ammoniak-Emissionen in die Atmosphäre (siehe Kapitel 4.1 und 4.2), sondern auch den Eintrag von Tierarzneimitteln in benachbarte Gewässer, da auf diesem Weg gelöste Tierarzneimittelwirkstoffe direkt von Bodenorganismen abgebaut werden oder aber an Bodenpartikeln haften bleiben, so dass Verlagerungsprozesse in Richtung Grundwasser gleichfalls sehr vermindert werden (Vidaurre et al. 2016). Darüber hinaus führen u. a. Maßnahmen zur Verbesserung von Humusgehalt und biologischer Aktivität zu einem besseren Abbau von in den Boden gelangten Tierarzneimittelrückständen. Die Minderung von Erosion durch Wind und Wasser verringert auch den Eintrag von Arzneimittelrückständen in Gewässer.

4.4.5. Wissensdefizite und Forschungsbedarf

Um Maßnahmen zur Verminderung des Umwelteintrags und der Umweltauswirkungen durch Tierarzneimittelrückstände erfolgreicher durchzuführen, müssen Wissensdefizite beseitigt werden. Diese existieren vor allem in den Bereichen Tierhaltung und Gesundheitsmanagement, bei der Behandlung und Verwendung von Wirtschaftsdünger, in der Ausbildung von in der Landwirtschaft arbeitendem Personal sowie bei der Umweltbewertung von Tierarzneimitteln im Rahmen der Zulassung.

Es bestehen in Deutschland nach wie vor Wissensdefizite zu den in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung qualitativ und quantitativ eingesetzten Tierarzneimitteln, um die Relevanz möglicher Auswirkungen auf die Umwelt realitätsnah bewerten zu können. Seit 2011 werden in Deutschland zwar jährlich die Abgabemengen antibiotisch wirksamer Substanzen an praktizierende Tierärzte und Tierärztinnen erfasst und veröffentlicht. Zur Meldung der Verbrauchsmengen/Anwendungsmengen von Antibiotika sind jedoch lediglich Mastbetriebe (Rind, Schwein, Geflügel) ab einer definierten Bestandgröße im Rahmen der Erfassung der halbjährlichen Therapiehäufigkeiten verpflichtet. Die dabei erfassten Antibiotikamengen werden nicht veröffentlicht. Es bestehen somit Defizite bei der Transparenz der Anwendung von Antibiotika. Für weitere in der Nutztierhaltung bedeutsame Wirkstoffgruppen wie Antiparasitika, Hormone und Schmerzmittel werden bisher weder Abgabemengen noch Anwendungsmengen erfasst. Für diese Wirkstoffgruppen sollten Erfassungssysteme etabliert werden. Dabei sollten bestehende staatliche und privatwirtschaftliche Erfassungssysteme für Antibiotika genutzt werden, um den Aufwand für die Betriebe und Tierarztpraxen so gering wie möglich zu gestalten.

Der Tierarzneimitelesatz in der ökologischen Tierhaltung ist auf Grundlage der europäischen Gesetzgebung und darüber hinaus aufgrund der jeweiligen verbandseigenen Richtlinien starken Beschränkungen unterworfen. Es ist daher davon auszugehen, dass in der ökologischen Tierhaltung im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung seltener Tierarzneimittel eingesetzt werden. Zahlen existieren dazu hingegen nicht. Mehr Transparenz ist erforderlich, um den Beitrag der ökologischen Tierhaltung zur Verminderung des Umwelteintrags von Tierarzneimitteln bewerten zu können.

Bisher existieren keine interdisziplinären Studien zu Auswirkungen eines regelmäßigen Einsatzes von Tierarzneimitteln auf die Resilienz der Stallkeimflora, der Luft- sowie Bodenflora oder der natürlichen Besiedelung von Tieren und Menschen mit Mikroorganismen in entsprechenden Biotopen. Wenig betrachtet wurden bisher leider auch die Methoden der Risikobewertung von Tierarzneimitteln im Sinne eines One-Health-Ansatzes. Ebenso existieren bislang keine Modelle der Kosten-Nutzen-Betrachtung von allen hier aufgeführten Maßnahmen im überbetrieblichen Gesundheitsmanagement.

4.5. Minderung von Biozid-Einträgen

Zusammenfassung

Biozidprodukte wirken gegen krankheitsübertragende Insekten, Nagetiere und andere Schädlinge, aber auch gegen Nützlinge. Lange Zeit waren sie wenig reguliert, und noch immer sind nicht alle derzeit erhältlichen Produkte auf ihre Umweltverträglichkeit und gesundheitliche Unbedenklichkeit behördlich überprüft. Daher sollte beim Umgang mit ihnen unbedingt auf die Anwendungsbestimmungen geachtet werden. Am besten ist es, so wenig wie möglich oder alternative Methoden einzusetzen. Hier kann mit besserer Stallhygiene und guter Bauplanung bereits viel erreicht werden.

4.5.1. Zulassung von Biozidprodukten

Lange Zeit waren Biozidprodukte unreguliert und ohne behördliche Prüfung auf dem deutschen Markt erhältlich. Erst 1998, mit Inkrafttreten der EU-Biozidprodukte-Richtlinie (EU-RL 98/8/EG), abgelöst 2013 von der Biozid-Verordnung (EU-VO 528/2012), wurde ein EU-einheitliches Vorgehen zur Bewertung und Zulassung von Biozidprodukten etabliert. Seit 2004 werden systematisch alle bioziden Wirkstoffe geprüft. Wurde ein Wirkstoff für die Verwendung in Biozidprodukten genehmigt, erfolgt in einem zweiten Schritt die Zulassung der Produkte, die diese Wirkstoffe enthalten.

Voraussetzung für die Zulassung eines Biozidproduktes ist unter anderem, dass (i) bei sach- und bestimmungsgemäßer Verwendung kein unannehmbares (das heißt inakzeptables) Risiko einer schädigenden Wirkungen bei Mensch, Tier und/oder Umwelt zu erwarten ist, (ii) eine hinreichende Wirksamkeit gegeben ist und (iii) bei den Zielorganismen keine unannehmbaren Leiden verursacht werden. Die Bewertung möglicher Risiken für die Umwelt erfolgt im Rahmen der Zulassung durch eine Umweltrisikobewertung. Sollte diese ergeben, dass durch die Anwendung des Produktes die Wahrscheinlichkeit für schädigende Effekte auf Umweltorganismen zu groß und daher nicht mehr akzeptabel ist, werden die relevanten Wirkstoffe oder Produkte entweder gar nicht oder nur mit risikomindernden Auflagen für die Verwendung zugelassen.

4.5.2. Anwendungsbestimmungen

Unter den derzeit auf dem deutschen Markt erhältlichen Biozidprodukten sind noch immer viele ungeprüfte Produkte. Zugelassene Biozidprodukte, zu erkennen an der Zulassungsnummer „DE-20(Zulassungsjahr)“ haben den Vorteil, dass ihre Wirksamkeit nachgewiesen ist und in der Regel ein akzeptables Umweltrisiko bei der Verwendung ermittelt wurde. Allerdings ist zu beachten, dass häufig Anwendungsbestimmungen einzuhalten sind. Ziel ist es, durch zum Beispiel die Beschränkung der Anwendungshäufigkeit, des Anwendungsortes oder die verpflichtende Verwendung Abdrift reduzierender Geräte oder Methoden, Einträge in die Umwelt zu minimieren.

Die Anwendungsaufgaben sind ein wesentlicher Bestandteil der Zulassung und daher rechtsverbindlich. Bei jeder Anwendung eines Biozidproduktes ist es daher wichtig, die Anwendungsvorschriften in der Gebrauchsanweisung zu beachten. Denn eine falsche, überdosierte oder überflüssige Anwendung von Biozidprodukten führt zu unnötigen Belastungen der Umwelt, ohne jedoch den Zweck zu erfüllen. Wichtig ist zum Beispiel die Sicherstellung der Wirksamkeit durch die richtige Dosierung und Kontaktzeit. Werden Biozide unterhalb ihrer wirksamen Konzentration verwendet, führt dies zu Umwelteinträgen, ohne dass ein Nutzen entsteht, eventuell werden sogar Resistenzentwicklungen gefördert. Gleichzeitig sollte aber auch eine Überdosierung vermieden werden.

Langfristig ist zu prüfen, ob die Etablierung allgemeiner Grundsätze im Sinne von „Best-Practice“ Anwendungsempfehlungen für die Verwendung von Desinfektionsmitteln und Insektiziden im Stall sinnvoll ist. Ähnliches wurde bereits für die Anwendung von Rodentiziden etabliert (Krause et al. 2014).

Biozidprodukte haben die Zweckbestimmung, Organismen zu töten oder zu schädigen. Das Zulassungsverfahren kann daher nicht verhindern, dass auch unerwünschte Nebenwirkungen auf Nichtzielorganismen auftreten können. Es gilt daher: „Keine Wirkung ohne Nebenwirkung“ und Biozidprodukte sollten nur eingesetzt werden, wenn erforderlich und so wenig wie möglich. Es ist daher grundsätzlich wichtig, einen nachhaltig umweltgerechten Einsatz von Biozidprodukten zu fördern. Biozide sollten in die Richtlinie 2009/128/EG über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden (EU-RL 2009/128) aufgenommen werden, denn bisher wird dieser nur für Pflanzenschutzmittel angewendet.

4.5.3. Vorbeugende Maßnahmen

Ein entscheidender Aspekt zur Reduktion des Biozid-Einsatzes ist die Integration präventiver Maßnahmen. Der Vorteil dieser vorbeugenden Maßnahmen ist, dass sie besonders effektiv und nachhaltig sind, da sie nicht nur die Symptome (Schädlinge) bekämpfen, sondern die zugrundeliegenden Ursachen des Problems beseitigen.

Wichtig ist eine regelmäßige und gründliche Reinigung, denn saubere und trockene Stallungen sind eine Grundvoraussetzung für gesunde Tiere (siehe Kapitel 4.4.3). Nicht entfernte Fäkalienreste hingegen vermindern die Wirkung von Desinfektionsmitteln und nicht abgetötete Pathogene führen zu einem Wiedereintrag von Krankheitserregern.

Des Weiteren können bauliche Maßnahmen die Effektivität eines Mitteleinsatzes unterstützen, weshalb diese schon bei der Planung eines Stallneubaus oder -umbaus berücksichtigt werden sollten. Die bevorzugte Verwendung glatter Oberflächen (Kunststoff oder Stahl statt Holz) beispielsweise erhöht die Wirksamkeit und reduziert den Verbrauch eingesetzter Mittel.

Außerdem sind Zugangsbegrenzungen und eine optimierte Wegführung von besonderer Bedeutung, denn die Schaffung von kurzen, direkten Wegen ohne Kreuzung kontaminierter Flächen, eine optimierte Ableitung von Exkrementen oder die Einrichtung von Umkleidemöglichkeiten oder Hygieneschleusen mindern den Keimdruck (Tierärztekammer Niedersachsen 2016).

Aufgrund eines dauerhaften Nahrungsüberangebots und ausreichender Versteck- und Nistgelegenheiten bieten landwirtschaftliche Betriebe häufig das ganze Jahr über optimale Lebensbedingungen für Insekten und Schädlinge. Um das Anlocken oder Eindringen von Schädlingen in landwirtschaftliche Gebäude zu vermeiden, sind Nahrungsquellen und Unrat unzugänglich zu gestalten oder zu beseitigen. Wenn möglich, sollten Zugänge wie Spalten,

Löcher oder Gülleaufbewahrungsanlagen für Schädlinge verschlossen werden (Krause et al. 2014)

4.5.4. Alternative Methoden

Ist das Vorgehen gegen einen Schädling nicht zu vermeiden sein, sollte stets auch eine Prüfung Biozid-freier Bekämpfungsmethoden erfolgen (Jahn et al. 2015). Wichtig ist hierbei, die Ursache des Befalls festzustellen und zu beseitigen. Außerdem sind Schritte wie Befalls- und Gefährdungs-Monitoring sinnvoll, um sich einen umfassenden Überblick über den konkreten Schädling (Artbestimmung) und das Ausmaß des Befalls zu verschaffen (Stang und Schwander 2015). Nur so kann sichergestellt werden, dass eine effektive und wirksame Bekämpfungsmethode und mögliche Alternativen gefunden und angewendet werden können. Das UBA bietet hierzu ein Biozid-Informationsportal an¹².

4.5.5. Wissensdefizite und Forschungsbedarf

Die Zulassung von Desinfektionsmitteln und Stallinsektiziden ist noch nicht lange etabliert. Um Umweltrisiken und relevante Eintragspfade in die Umwelt möglichst realistisch bewerten und potenzielle Anwendungsaufgaben ableiten zu können, sind Kenntnisse über die Anwendungspraxis in der Tierhaltung notwendig. Zurzeit ist jedoch wenig darüber bekannt, welche Biozidprodukte mit welcher Methode wie häufig und wo eingesetzt werden. Ein vom UBA initiiertes Forschungsvorhaben generierte hier tiefergehende Informationen anhand ausgewählter Betriebe.

Auch hinsichtlich des Ausmaßes möglicher Umwelteffekte bestehen noch Wissensdefizite. So haben wissenschaftliche Untersuchungen gezeigt, dass systemisch wirkende Neonicotinoide (Insektizide) auch in Pollen oder Nektar nachgewiesen werden können. Neonicotinoide in der Umwelt können auch nützliche Insekten wie Bestäuber schädigen. In welchem Ausmaß diese Insekten jedoch durch das Ausbringen von Gülle auf landwirtschaftlich genutzte Flächen damit in Berührung kommen, ist nicht abschließend geklärt.

Weiterer Klärungsbedarf besteht auch zu den DBPs, die sich während des Desinfektionsvorgangs durch die Reaktion mit organischem Material bilden können. Obwohl bisherige Untersuchungen gezeigt haben, dass diese teilweise giftiger und persistenter sein können als die Ausgangssubstanzen (Li und Mitch 2018), ist eine Aussage zur Relevanz für die Umwelt bisher in den meisten Fällen noch nicht möglich.

Unabhängig von der konkreten Verwendung in der Tierhaltung ist ein grundsätzliches Problem, dass es für Biozidprodukte keine Meldepflicht hinsichtlich ihrer Produktions-, Abgabe- oder Aufwandsmengen gibt. Es gibt daher keine Vertriebs- und Verkaufszahlen und es können keine verlässlichen Aussagen über das Ausmaß des Einsatzes von Biozidprodukten getroffen werden. Außerdem fehlt ein systematisches Monitoring von bioziden Wirkstoffen in der Umwelt, um zu überprüfen, welche Wirkstoffe in welchem Umfang in der Umwelt zu finden sind.

¹² www.biozid.info (Stand: 04.02.2021)

4.6. Exkurs: Tierwohl und Umweltschutz

Zusammenfassung

Die Umwelt und das Wohl der Tiere sind beide wichtige Schutzgüter, deren Beachtung mehr und mehr von der Gesellschaft eingefordert wird. Sie dürfen nicht gegeneinander ausgespielt werden und es darf nicht eines von beiden priorisiert werden, nur um nötige Anstrengungen bei der Verbesserung des anderen Schutzgutes zu vermeiden.

Die Einführung einer staatlichen Tierwohl-Kennzeichnung hat positive Auswirkungen auf das Tierwohl und kann zur Verringerung der negativen Umweltwirkung der Tierhaltung beitragen. Es ist jedoch freiwillig und einige Kriterien sind nicht streng genug, um gegenüber dem gesetzlichen Mindeststandard deutlich bessere Haltungsbedingungen zu gewährleisten. Die negativen Auswirkungen einer tierwohlgerechteren Haltung auf die Umwelt sind eher gering und können zum Teil sogar durch geeignete Maßnahmen weiter verringert werden. Die Tierwohl-Kennzeichnung sollte deshalb Lösungsvorschläge beinhalten, wie Tierwohl und Umweltschutz vereinbart werden und tiergerechte Haltungssysteme gleichzeitig emissionsarm sein können.

4.6.1. Staatliche Maßnahmen

Im Bereich Tierwohl gibt es zahlreiche privatwirtschaftliche Initiativen und von Vereinen oder Verbänden vergebene Labels, die die Tierhaltungsbedingungen auf ihren teilnehmenden Betrieben kontrollieren und zum Teil mit einem Entgelt entlohnen. Diese sind jedoch freiwillig und nicht flächendeckend, sondern oft nur lokal verbreitet.

Neben der konsequenteren Kontrolle und Durchsetzung der bestehenden tierschutzrechtlichen Vorschriften (siehe Kapitel 2.4), hat der Staat die Möglichkeit, besonders tiergerechte Haltungen mit einer eigenen Kennzeichnung zu versehen. Daher wird zur Verbesserung des Tierwohls in Deutschland die Einführung einer freiwilligen staatlichen Tierwohl-Kennzeichnung für Fleisch vorbereitet, die vom BMEL vergeben werden soll. Ein Entwurf für das Tierwohlkennzeichnungsgesetz (TierWKG, BT-Drs. 19/14975) und für eine Verordnung zur Verwendung des Tierwohlkennzeichens (TierWKV-E) liegen vor. In einem Gutachten des UBA wurde untersucht, wie sich die bisher vorgeschlagenen Kriterien der neuen Tierwohl-Kennzeichnung für die Schweinehaltung auf das Tierwohl und die Umwelt auswirken würden (Weissensteiner und Winckler 2019). Dabei wurde insbesondere bewertet, ob die Empfehlungen des WBAE berücksichtigt wurden. Dieser hatte in seinem Gutachten „Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung“ (WBAE 2015) eine Verbesserung des Tierwohls in der Landwirtschaft gefordert. Zum Zeitpunkt der UBA-Untersuchung war ein zweistufiges Label mit Eingangs- und Premiumstufe geplant. Inzwischen wurden vom BMEL Kriterien für ein dreistufiges Label vorgeschlagen, das zuerst für Schweine und dann für andere Nutztierarten gelten soll (BMEL o.J.). Die Kriterien umfassen die Bereiche Haltung und Management; sie beziehen sich auf die gesamte Produktionskette einschließlich der Sauenhaltung, Ferkelaufzucht und Schweinemast und beinhalten Kriterien zu folgenden Bereichen: Fixierung von Sauen, Amputation von Schwänzen, Ferkelkastration, Mindestsäugezeit, Platzangebot, Buchtenstruktur, Auslauf, Raufutter und Beschäftigungsmaterial, betriebliche Eigenkontrollen, Tiergesundheitsindex, Transportdauer, Schlachtung und Tierschutzfortbildungen.

In den meisten Bereichen folgt der Entwurf für die Tierwohl-Kennzeichnung den Kriterien des WBAE und geht damit über die gesetzlichen Mindeststandards hinaus. In der Premiumstufe wirken sich mehr Platz, Auslauf, Beschäftigungsmaterial, eine verlängerte Mindestsäugezeit, Verkürzung der Fixierung der Sau und ein Verzicht auf die Amputation der Schwänze positiv auf das Tierwohl und die Tiergesundheit aus. Da gesündere Tiere weniger Tierarzneimittel

benötigen und länger produktiv sind, verringern sich auch die Emissionen pro Kilogramm Produkt. Dieser Teil der Kennzeichnung kann also indirekt einen positiven Beitrag zur Verringerung der negativen Umweltauswirkungen liefern (Weissensteiner und Winckler 2019).

Einige Kritikpunkte in Bezug auf das Tierwohl werden in dem Gutachten jedoch deutlich: beim Platzangebot, Beschäftigungsmaterial, bei der Fixierung von Sauen, beim Bereitstellen von Auslauf und bei Eingriffen wie der Schwanzamputation und der betäubungslosen Ferkelkastration sind die vorgeschlagenen Kriterien der Kennzeichnung in der Einstiegsstufe zu schwach, um eine wirkliche Verbesserung des Tierwohls zu erzielen. Die Zucht auf mehr Gesundheit und Robustheit findet überhaupt keinen Eingang in die Kriterien, obwohl sie vom WBAE empfohlen wird (WBAE 2015) und einen mittelfristig wichtigen Beitrag zum Tierwohl und auch zum Umweltschutz leisten könnte (Weissensteiner und Winckler 2019).

Die Tierwohl-Kennzeichnung des BMEL bliebe vorerst freiwillig - damit ist nicht klar, wie viele Tiere davon profitieren würden und wie groß die Anreize für Betriebe wären, entsprechend den Kriterien zu produzieren. Vorgesehen ist in dem Entwurf bisher, die Kennzeichnung für die Fleischproduktion, also Schweine, Mastgeflügel und Mastrinder zu vergeben. Legehennen und Milchkühe bleiben damit weiter ausgenommen, obwohl hier großes Potenzial für eine Verbesserung der Haltungsbedingungen besteht.

Diese Kritik sieht auch das BMEL-Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung (die sogenannte „Borchert Kommission“)¹³, das Vorschläge für einen Umbau der Nutztierhaltung in Deutschland machen soll. Als wirksame Maßnahmen empfiehlt diese Kommission (Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung 2020):

- ▶ die gesetzlichen Anforderungen an die Tierhaltung bis 2030 auf die Stufe 1 der neuen staatlichen Tierwohl-Kennzeichnung und bis 2040 auf Stufe 2 anzuheben, womit das Label verpflichtend wäre
- ▶ bis 2025 die deutsche Tierwohl-Kennzeichnung auf EU-Ebene verpflichtend zu machen
- ▶ eine staatliche Tierwohlprämie einzuführen, die zum Beispiel aus einer Verbrauchssteuer in Form einer sogenannten „Tierwohlabgabe“ finanziert werden könnte

4.6.2. Zusammenspiel von Tierwohl und Umweltschutz

Auch negative Effekte für die Umwelt aufgrund einer staatlichen Tierwohl-Kennzeichnung können laut dem UBA-Gutachten nicht ausgeschlossen werden (Weissensteiner und Winckler 2019): mehr Platz kann zu einer größeren verschmutzten Fläche führen, was die Ammoniak-Emissionen erhöhen kann. Dieser kann jedoch entgegengewirkt werden, indem man sich das natürliche Verhalten von Schweinen zu Nutze macht. Schweine zeigen eine klare Strukturierung ihrer Umwelt in Funktionsbereiche (Koten, Liegen, Fressen), sofern ihnen dazu der benötigte Platz zur Verfügung gestellt wird. So kommt es nicht zur Verschmutzung der gesamten Buchtenfläche und die emittierende Oberfläche wird klein gehalten. Auch eine häufige Reinigung des Auslaufs kann die Emissionen mindern. Weiterhin können unterschiedliche Beschäftigungsmaterialien zu höheren oder tieferen Emissionen von Ammoniak und Methan führen und sollten unter diesem Aspekt genauer untersucht werden. Allerdings kann mit der Anlage von Wühlarealen mit geeignetem Material die Verschmutzung in Ausläufen verhindert werden, was wiederum zu einer Senkung der Emissionen führt. Das Gutachten kommt zu dem Schluss, dass zumindest bei Schweinen die Tierwohl-Kennzeichnung keine größeren negativen

¹³ <https://www.bmel.de/DE/themen/tiere/nutztiere/umbau-nutztierhaltung.html> (Stand: 04.02.2021)

Umweltwirkungen nach sich ziehen würde und es Möglichkeiten gibt, den Konflikt zwischen mehr Tierwohl und mehr Emissionen zu verringern (ebd.).

Bei anderen Tierarten können die Auswirkungen der vorgeschlagenen Tierwohl-Kennzeichnung noch nicht abgeschätzt werden, da das BMEL bisher keine Kriterien dafür veröffentlicht hat. Weitere bekannte Beispiele für Zielkonflikte zwischen Tierwohl und Umweltschutz sind etwa die Weidehaltung von Rindern und der Einsatz von therapeutisch notwendigen Tierarzneimitteln. Aber auch hier lassen sich Lösungen finden, so ist zum Beispiel bekannt, dass bei einer optimal hohen Milchleistung und einer optimierten Weidehaltung die Treibhausgas-Emissionen pro Kilogramm Milch auf das Niveau der Stallmilch gesenkt werden können (Lorenz et al. 2019). Das UBA macht Vorschläge, wie der Einsatz von Tierarzneimitteln tierwohlgerecht weiter gesenkt werden kann (Vidaurre et al. 2016; siehe Kapitel 4.4). Die Forschung zur Entwicklung von Lösungen (zum Beispiel angepasste Stallsysteme, optimiertes Weidemanagement) sollte weiter gefördert werden.

4.7. Bewertung der verfahrenstechnischen Umweltschutzmaßnahmen

Zusammenfassung

Im Bereich Treibhausgase gibt es eine rechnerische Lücke zum Klimaschutzziel, die durch die bisherigen geplanten Maßnahmen nicht geschlossen wird. Bei Nährstoffen, Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden ist unklar, ob eine wirksame Verringerung der Einträge mit den aktuell angewandten und darüber hinaus technisch denkbaren Maßnahmen möglich ist. Allein beim Ammoniak besteht zumindest rechnerisch die Möglichkeit, die verpflichtenden Umweltziele (NEC-Richtlinie) einzuhalten, aber auch nur, wenn alle Maßnahmen schnell und streng umgesetzt werden.

Es muss eine alternative Strategie für die Nutztierhaltung der Zukunft geben, um Klima, Gesundheit und Umwelt auf Dauer wirksam zu schützen, da die Maßnahmen für einige Umweltschutzgüter voraussichtlich nicht und für andere Umweltschutzgüter möglicherweise nicht ausreichen. Eine solche Strategie beinhaltet auch eine Verringerung der Tierbestände (siehe Kapitel 5).

4.7.1. Nährstoffüberschüsse

Für die Begrenzung von Nährstoffüberschüssen gibt es eine Vielzahl von technisch-organisatorischen Maßnahmen, die verpflichtend oder auch freiwillig sein können. Die über das Ordnungsrecht vorgegebenen, verpflichtenden Maßnahmen der DüV wurden erst vor kurzem auf Druck der EU erneut umfassend überarbeitet. Ob hier noch weiterer Anpassungsbedarf besteht, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht gesagt werden. Erheblicher Änderungsbedarf besteht dagegen bei der StoffBilV, die ein weiterer wichtiger Pfeiler der Gesetzgebung in Bereich Nährstoffe sein muss. Momentan werden Nährstoffüberschüsse durch die StoffBilV nicht wirksam begrenzt – weder für Stickstoff noch für Phosphor. Grenzwerte für zulässige Überschüsse müssen von den Umwelt- und Klimaschutzzielen abgeleitet werden und eine Überschreitung muss sanktionsbewehrt sein. Vorschläge hierfür wurden bereits gemacht und werden hier vorgestellt. Insgesamt müssen ordnungsrechtliche Vorgaben deutlich konsequenter umgesetzt und vollzogen werden.

Unabhängig von der Umsetzung und Anpassung ordnungsrechtlicher Vorgaben müssen auch zusätzliche, freiwillige Maßnahmen wesentlich stärker verbreitet und gefördert werden. Hier sind besonders in Regionen mit hoher Nitratbelastung im Grundwasser weitere Maßnahmen zu nennen. Hierzu gehören neben zahlreichen pflanzenbaulichen Maßnahmen auch Maßnahmen von staatlicher und institutioneller Seite wie eine kostenlose Düngeberatung und die

Intensivierung von Kooperationsmodellen der Wasserversorger mit der Landwirtschaft. Außerdem sind bestehende Fördermaßnahmen in den Bundesländern weiter auszubauen. Ob die Umwelt- und Klimaschutzziele mit Bezug auf die Nährstoffüberschüsse erreicht werden können, hängt zum großen Teil auch davon ab, in wie weit zusätzliche, über das Ordnungsrecht hinaus gehende Maßnahmen, umgesetzt werden.

4.7.2. Ammoniak-Emissionen

Für die Verringerung der Ammoniak-Emission gibt es mit der NEC-Richtlinie ein klares, rechtlich verpflichtendes Minderungsziel. Daher wurden die in Deutschland möglichen Minderungsmaßnahmen für Ammoniak im Nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesregierung zusammengefasst und dafür die Minderungspotenziale berechnet (Bundesregierung 2019b, Tabelle 2 und Tabelle 3). Diese Maßnahmen spiegeln sich in untergesetzlichen Regelwerken, wie der novellierten Düngeverordnung und TA Luft wider. Insgesamt wird mit dem vorgesehenen Maßnahmen-Paket unter den getroffenen Annahmen eine Minderungswirkung von 133 Kilotonnen Ammoniak pro Jahr erreicht. Damit kann bis zum Jahr 2030 die verpflichtete Minderung von Ammoniak-Emissionen der NEC-Richtlinie in Deutschland erzielt werden. Ausnahmslos alle einbezogenen Maßnahmen müssten aber umgesetzt werden, um dieses Ziel einzuhalten.

Tabelle 2: Potenziale der Ammoniak-Minderungsmaßnahmen im Bereich der Düngeverordnung

Maßnahme	Bis 2030 weiteres Minderungspotenzial gegenüber der Baseline (Kilotonnen)
Anwendung emissionsarmer Ausbringtechnik für flüssige und feste Wirtschaftsdünger, wie Schleppschlauch statt Breitverteiler	- 6
Sofortige Einarbeitung von flüssigen Wirtschaftsdüngern (< 1 Stunde) auf unbestelltem Ackerland	- 6
Sofortige Einarbeitung von festen Wirtschaftsdüngern (< 1 Stunde) auf unbestelltem Ackerland	- 16
Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf bestelltem Acker- und Grünland mit Injektions- beziehungsweise Schlitztechniken beziehungsweise alternativ mit angesäuertem flüssigen Wirtschaftsdünger	- 48
Reduktion des Gesamtbilanzüberschusses um 20 Kilogramm pro Hektar durch reduzierte Mineraldüngung	- 13

Quelle: Bundesregierung 2019b

Tabelle 3: Weiterführende Maßnahmen im Anlagenrecht, gemäß Kabinettsentwurf TA Luft (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2020)

Maßnahme	Bis 2030 weiteres Minderungspotenzial gegenüber der Baseline (Kilotonnen)
Nicht abgedeckte Außenlager für Gülle/Gärreste werden mindestens mit Folie oder vergleichbarer Technik abgedeckt	- 8
N-reduzierte Fütterung mit um 20 Prozent reduzierter N-Ausscheidung in nach BImSchG genehmigungspflichtigen Ställen (G- und V-Anlagen für	- 16

Schweine und Geflügel gemäß der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen, 4. BImSchV)	
70 Prozent Emissionsminderung in nach Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungspflichtigen Ställen, zum Beispiel durch Abluftreinigung in großen Schweine- und Geflügelställen, ohne Puten (G-Anlagen gemäß der 4. BImSchV)	
Weitere systemintegrierte Minderungsmaßnahmen mit 40 Prozent Emissionsminderung in nach BImSchG genehmigungspflichtigen Ställen (V-Anlagen für Schweine und Geflügel gemäß der 4. BImSchV)	
Gülleneutralisation in Stall und Lager	
Güllekühlung	
Verkleinerung Güllekanal	
Maßnahmen zur raschen Trennung von Harn und Kot im Stall	
Gummieinsätze in Laufflächen	
50 Prozent der Unterflurlagerung von Gülle wird durch Außenlager mindestens mit Folienabdeckung ersetzt	- 2
5 Prozent Minderung der Stickstoff-Ausscheidung durch optimierte, Stickstoff-angepasste Fütterung bei Rindern	- 9
Systemintegrierte Maßnahmen im Stall für Rinder (ab 100 Rinder, 25 Prozent Emissionsminderung).	- 9

Quelle: Bundesregierung 2019b

4.7.3. Treibhausgas-Emissionen

Der Landwirtschaftssektor muss seine Emissionen laut KSG bis zum Jahr 2030 auf 58 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente reduzieren. Gegenüber 2018 sind dies circa 12 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Das Potenzial technischer Minderungsmaßnahmen ist begrenzt. Strukturelle Maßnahmen, die auf einen Ab- beziehungsweise Umbau der Tierhaltung bei gleichzeitiger Änderung des Konsumverhaltens hin zu weniger tierischen Produkten abzielen, können großes Minderungspotenzial entfalten (WBAE und WBW 2016; Scheffler und Wiegmann 2019). Diese sind daher entscheidend für einen ambitionierten Klimaschutz in der Landwirtschaft (siehe Kapitel 5).

Das Klimaschutzprogramm 2030 (Bundesregierung 2019a) enthält zwar notwendige und wichtige Maßnahmen und Instrumente zur Senkung der landwirtschaftlichen Treibhausgase. An der entscheidenden Stellschraube, einem Abbau der Tierbestände, wird hingegen nicht gedreht. Entsprechend zeigen Analysen des Öko-Instituts (Harthan et al. 2020), dass die Maßnahmen nicht ausreichen werden, um das Ziel von 58 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente in 2030 zu erreichen. Auf Grundlage der Berechnungen des Öko-Instituts verbleibt eine Lücke von rund 6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente (ebd.).

4.7.4. Tierarzneimittel-Einträge

Es gibt technische Minderungsmaßnahmen, die die Einträge von Tierarzneimitteln aus der Gülle in die Umwelt verringern. Allerdings sind solche Maßnahmen prioritär anzuwenden, die bereits den Einsatz von Tierarzneimitteln in der Tierhaltung verringern, da sie effizienter und

kostengünstiger sind. Eine Tierhaltung, die ein hohes Maß an Gesundheit landwirtschaftlicher Nutztiere ermöglicht, fördert zudem das Tierwohl.

Durch Verbesserungen im Düngemanagement und den Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung werden sich als Synergie-Effekte vermutlich in Zukunft auch die Einträge von Tierarzneimitteln in die Umwelt verringern. Allerdings ist nicht klar, ob damit bereits ein akzeptables Maß an Tierarzneimitteln in der Umwelt erreicht werden kann oder ob weitere Maßnahmen notwendig sind. In Deutschland noch bestehende Wissensdefizite bezüglich der Belastung der Umwelt durch Tierarzneimittel müssen durch gezieltes Monitoring und geeignete Forschungsvorhaben bearbeitet werden.

4.7.5. Biozid-Einträge

Das Ziel der Zulassung von Biozidprodukten ist lediglich, die Umweltrisiken der einzelnen Produkte unterhalb eines akzeptablen Levels zu halten, nicht aber, die Effekte als Ganzes zu verhindern. Auch das Zulassungsverfahren kann daher nicht verhindern, dass unerwünschte Nebenwirkungen in der Umwelt weiterhin auftreten können. Allerdings können problematische Anwendungen identifiziert und potenzielle Umweltrisiken durch Anwendungsaufgaben oder -einschränkungen zumindest minimiert werden. Entscheidend ist jedoch, dass den Anwendern und Anwenderinnen bewusst wird, wie wichtig diese Anwendungsbestimmungen sowie die Überwachung ihrer tatsächlichen Einhaltung sind.

Mit einer Reihe von zusätzlichen Maßnahmen für eine nachhaltige Verwendung können Biozid-Einträge in die Umwelt weiter verringert werden. Wie auch bei den Tierarzneimitteln ist es grundsätzlich besser, die Einsatzmengen möglichst gering zu halten. Da es kein Monitoring für abgegebene und eingesetzte Mengen an Bioziden (anders als bei Antibiotika) gibt, bleibt unklar, ob die bisherigen Ansätze ausreichen, um die Biozid-Einträge in die Umwelt auf einem akzeptablen Maß zu halten beziehungsweise sie zu verringern.

4.7.6. Schlussfolgerung zu den verfahrenstechnischen Umweltschutzmaßnahmen

In Kapitel 4 wurde eine Reihe von verfahrenstechnischen Maßnahmen und solchen zur besseren regionalen Verteilung von Nutztierbeständen und Wirtschaftsdünger vorgestellt, mit denen die Nährstoffüberschüsse von Stickstoff und Phosphor, die Einträge von Tierarzneimitteln und Bioziden in die Umwelt, sowie die Emissionen von Ammoniak und Treibhausgasen in die Atmosphäre verringert werden können. Viele dieser Maßnahmen sind bereits praxisreif und können direkt eingesetzt werden, wie zum Beispiel die Verwendung von emissionsarmer Ausbringtontechnik bei der Düngung oder die Abdeckung von Güllelagern. Einige Maßnahmen sind sogar rechtlich verpflichtend, wenn ohne sie zu viele Emissionen auf dem Betrieb entstehen, hierzu gehört beispielsweise die Verwendung von Abluftreinigungsanlagen auf Schweinehaltungsbetrieben. Solche Maßnahmen sollten so breit wie möglich angewendet werden, um ihr Potenzial voll auszuschöpfen.

Andere Maßnahmen sind mit hohen Kosten verbunden (zum Beispiel die Behandlung von Gülle). Diese können sinnvoll oder notwendig sein, wenn sich keine Alternativen finden. Es gibt auch einige Maßnahmen, die sich erst im Entwicklungsstadium befinden (zum Beispiel die Zucht von weniger Methan emittierenden Rindern). Es ist nicht absehbar, dass sie in naher Zukunft zu einer wirksamen Verringerung der negativen Auswirkungen der Nutztierhaltung beitragen können. Dennoch sollte man hier weiter forschen, die Entwicklung beobachten und zu gegebener Zeit eine Neubewertung vornehmen.

Für einige Maßnahmen ist es bereits jetzt möglich zu berechnen, ob ihre Minderungswirkung ausreicht, um die gesetzten nationalen und internationalen Umwelt- und Klimaschutzziele zu erreichen. Bei den Treibhausgas-Emissionen werden die geplanten verfahrenstechnischen

Maßnahmen nach aktuellen Berechnungen nicht ausreichen um die nationalen Klimaschutzziele zu erreichen. Die Minderungsmaßnahmen für Ammoniak müssten ausnahmslos alle zeitnah umgesetzt werden, um die NEC-Richtlinie erfüllen zu können. Bei den anderen Umweltwirkungen ist es schwierig bis unmöglich, eine quantitative Bewertung vorzunehmen. Bei einer qualitativen Betrachtung zeichnet sich aber ab, dass es mit der aktuellen Nutztierhaltung in Deutschland nicht möglich sein wird, die Nährstoffüberschüsse und die Einträge von Tierarzneimitteln und Bioziden deutlich und wirksam zu verringern. Hinzu kommt, dass bestehende praxisreife verfahrenstechnische Maßnahmen zwar in einigen Bereichen verfügbar sind, dies aber nicht bedeutet, dass sie bereits ausreichend rechtlich reguliert sind oder umfassend umgesetzt werden.

Aus diesen Gründen ist es wichtig, weitere Maßnahmen zur Verringerung der negativen Umweltwirkung der Nutztierhaltung zu untersuchen. Eine solche Strategie sollte darauf abzielen, das gesamte Produktionssystem dahingehend umzubauen, dass die Tierhaltung enger an die landwirtschaftliche Fläche gebunden wird und dass weniger Tiere gehalten werden. Im folgenden Kapitel 5 werden daher weitere Maßnahmen vorgeschlagen, um eine solche strukturelle Strategie umzusetzen.

5. Verringerung von Erzeugung und Konsum tierischer Produkte

In den vorangegangenen Kapiteln wurden verfahrenstechnische Optionen und die Möglichkeit der räumlichen Umverteilung von Nutztieren und Wirtschaftsdünger als Minderungsmaßnahmen für die negativen externen Effekte der Produktion aufgezeigt. Bei zwei zentralen ökologischen Krisen, an deren Entstehung die Nutztierhaltung einen maßgeblichen Anteil hat, genügen diese Beiträge nicht: Erstens führt die steigende Nachfrage nach tierischen Produkten zur Ausweitung der globalen Agrarflächen und zur Intensivierung der Bewirtschaftung. Dadurch wird die Zerstörung von Lebensräumen und der Verlust von Arten weltweit wesentlich vorangetrieben (siehe Kapitel 5.1.1). Zweitens können mit dem hohen Tierbestand die Sektorziele im Klimaschutz nicht erreicht werden: Tierische Produkte sind grundsätzlich mit hohen Emissionen verbunden und ihr hoher Flächenbedarf steht in Konkurrenz mit Maßnahmen zur Schaffung von Kohlenstoffsinken (siehe Kapitel 5.1.2). Damit wird in diesem Kapitel der Blick auch auf globale Dynamiken und Nachhaltigkeitsziele gerichtet.

Darüber hinaus sprechen weitere umweltpolitische Argumente dafür, ergänzend zu den verfahrenstechnischen Verbesserungen in der Tierhaltung die Zahl der Nutztiere und den Konsum tierischer Lebensmittel zu reduzieren. In diesem Kapitel werden diese Argumente zunächst erläutert und mit quantitativen wissenschaftlichen Ergebnissen untermauert. Anschließend werden mögliche politische Ansätze und Maßnahmen erörtert, die die Reduktion der Nutztierbestände stimulieren und den sogenannten *dietary shift*, also die deutliche Veränderung von Ernährungsweisen in Richtung stärker pflanzenbasierter Ernährung, unterstützen können (siehe Kapitel 5.3).

5.1. Relevanz der Verringerung von Erzeugung und Konsum tierischer Produkte für das Erreichen von Umweltzielen

Zusammenfassung

Bei zwei zentralen globalen ökologischen Krisen, an deren Entstehung die Ausdehnung der Nutztierhaltung einen maßgeblichen Anteil hat, greift die technische Optimierung der Produktion zu kurz. Dies ist zum einen der hohe Nachfragedruck nach Agrargütern, der zu einer Ausweitung und Intensivierung der Nutzung von Agrarflächen weltweit führt, was ein wesentlicher Treiber des Biodiversitätsverlusts ist.

Zum anderen sind für die Einhaltung der Klimaziele weiterreichende Beiträge erforderlich: Tierproduktreiche Ernährungsweisen verursachen signifikant höhere Treibhausgas-Emissionen als pflanzenbasierte Ernährungsweisen und verstellen durch ihren hohen Flächenbedarf Möglichkeiten, landbasierte Kohlenstoffsinken zu schaffen.

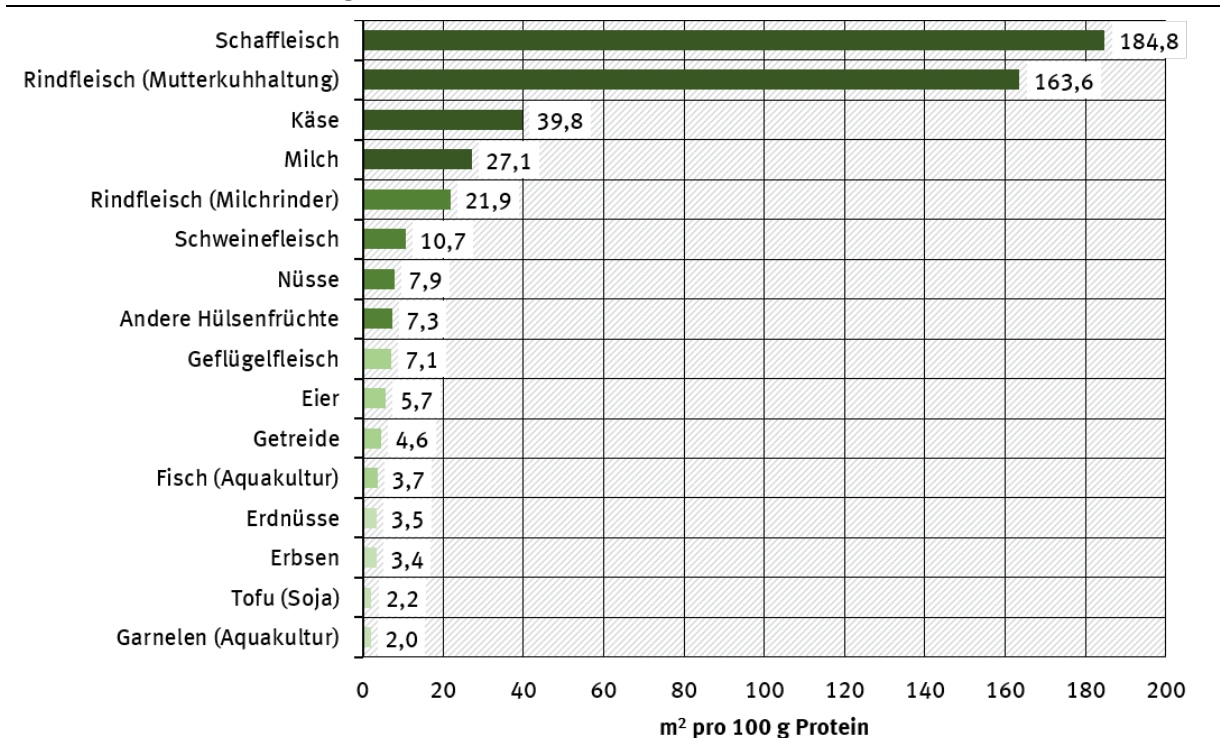
Eine Verringerung der Tierbestände würde zudem dazu beitragen, die Nährstoffkreisläufe regional besser zu schließen und sich positiv auf die Einträge von Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden in die Umwelt auswirken.

5.1.1. Agrarflächen: Große Bedarfe für Tierhaltung bei steigenden Nutzungskonflikten

Die Produktion tierischer Lebensmittel stellt für die Ernährungssicherung eine sehr ineffiziente Nutzung von Agrarflächen dar, weil sie sowohl auf den Energie- als auch auf den Proteingehalt bezogen deutlich mehr Fläche benötigt als die Produktion pflanzlicher Lebensmittel (Nijdam et al. 2012; Poore und Nemecek 2018; World Resource Institute (WRI) 2018, Abbildung 22). Dies liegt daran, dass das Protein und die Energie, die in den Futterpflanzen enthalten sind, nicht

vollständig in tierische Produkte umgewandelt werden. Bei der Umwandlung von Nahrungsenergie und -eiweiß in Fleisch, Milch und Eier entstehen Verluste im Stoffwechsel und durch den Bedarf für Wachstum und Fortpflanzung. Zudem werden nicht alle Teile der Tiere gegessen oder verwertet. Diese Differenz zwischen den für die Produktion benötigten und den nutzbaren Nährstoffen werden Veredlungsverluste genannt.

Abbildung 22: Flächenbelegung ausgewählter tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (bezogen auf den Proteingehalt)



Quelle: verändert nach Global Change Data Lab (o.J.)

Weltweit werden insgesamt ungefähr 83 Prozent der Agrarflächen für die Erzeugung von Fleisch, Fisch aus Aquakultur, Eiern und Milchprodukten genutzt, wobei diese lediglich 37 Prozent der konsumierten Proteine und nur 18 Prozent der Kalorien liefern (Poore und Nemecek 2018, S. 4). Nach Angaben der FAO (2018, S. 20) wird rund ein Drittel der globalen Getreideernte als Tierfutter verwendet. Andere Quellen gehen von noch höheren Anteilen aus, bis ungefähr die Hälfte (A.T. Kearney Ltd. 2020, S. 4; International Grains Council (IGC) 2020: Vergleich von Produktionsmenge („production“) und Verwendung als Futter („feed“)).

Der Flächenbedarf von Wiederkäuern ist deutlich größer als der von Monogastriern wie Schweinen oder Geflügel. Ersterer wird allerdings teilweise durch Beweidung und Bewirtschaftung von ertragsschwachen Flächen gedeckt, für die sich eine ackerbauliche Nutzung nicht lohnt. Im Vergleich dazu wird für Lebensmittel von Monogastriern zwar weniger Fläche benötigt, diese konkurriert aber stärker mit der Erzeugung von Ackerfrüchten für den menschlichen Verzehr.

Flächenbeanspruchung für die Ernährung im Ausland

Da die Tierhaltung und der Futtermittelanbau in Deutschland wesentlich intensiver erfolgen als im globalen Durchschnitt, wird pro Produkteinheit zwar weniger Land benötigt, was jedoch mit höheren Umweltwirkungen pro Flächeneinheit und insbesondere Einbußen in der agrarischen Biodiversität einhergeht. Insgesamt benötigt die derzeitige Ernährungsweise der Deutschen pro

Kopf etwa 2.250 Quadratmeter Agrarfläche (Jungmichel et al. 2021). Für den Fleischkonsum wurden 2016 pro Kopf etwa 808 Quadratmeter Agrarfläche benötigt und etwa 540 Quadratmeter für Milchprodukte (ebd., S. 18). Insgesamt werden etwa 61 Prozent der für Deutschlands Ernährung benötigten Agrarfläche durch die Erzeugung tierischer Lebensmittel belegt. Da die Gesamtnachfrage nach Agrargütern größer als die inländische Produktionsmenge ist, wird ein Großteil der Flächen im Ausland belegt: Im Jahr 2017 wurden für die Ernährung der Deutschen nur 7,2 Millionen Hektar im Inland, jedoch 11,9 Millionen Hektar Agrarfläche im Ausland belegt (Destatis 2019c).

Potenzial zur Reduktion des Flächenbedarfs durch stärker pflanzenbetonte Ernährung

Die Potenziale für die Umnutzung von Agrarflächen durch eine pflanzenbasierte Ernährung mit nur geringen Mengen tierischer Lebensmittel in den Ländern mit hohen Durchschnittseinkommen wären erheblich, auch wenn der damit einhergehende Mehrkonsum pflanzlicher Lebensmittel eingerechnet wird. Springmann (in Vorbereitung) berechnete allein für die Ackerfläche eine Verringerung des Flächenbedarfs von 16 Prozent gegenüber der durchschnittlichen Ernährungsweise in Deutschland im Jahr 2010, wenn die Empfehlungen der EAT-Lancet Kommission (siehe 5.2.3) umgesetzt würden. Werden die Empfehlungen der DGE umgesetzt, könnte den Berechnungen zufolge der Flächenbedarf um 5 Prozent gesenkt werden. Darüber hinaus würden in beiden Fällen noch Grünlandflächen freigesetzt werden (ebd.). In einer früheren Studie berechnete Meier (2013, S. 261), ausgehend von einem Flächenbedarf von 2.090 Quadratmetern pro Person für die durchschnittliche Ernährungsweise im Jahr 2006, ein Flächenfreisetzungspotenzial von 300 Quadratmetern pro Person und Jahr bei Einhaltung der Empfehlungen der DGE, was einer Reduktion um 15,6 Prozent entspricht. Für ovo-lacto-vegetarische Ernährungsweisen vergrößert sich demnach die potenzielle Einsparung auf 712 Quadratmetern pro Person und für vegane Ernährungsweisen auf 1035 Quadratmeter pro Person. Dies entspräche einer Verringerung der benötigten Fläche um 34 Prozent für vegetarische und um 50 Prozent für vegane Ernährungsweisen (ebd.).

Landwirtschaft ist maßgebliche Treiberin der Überschreitung globaler ökologischer Grenzen

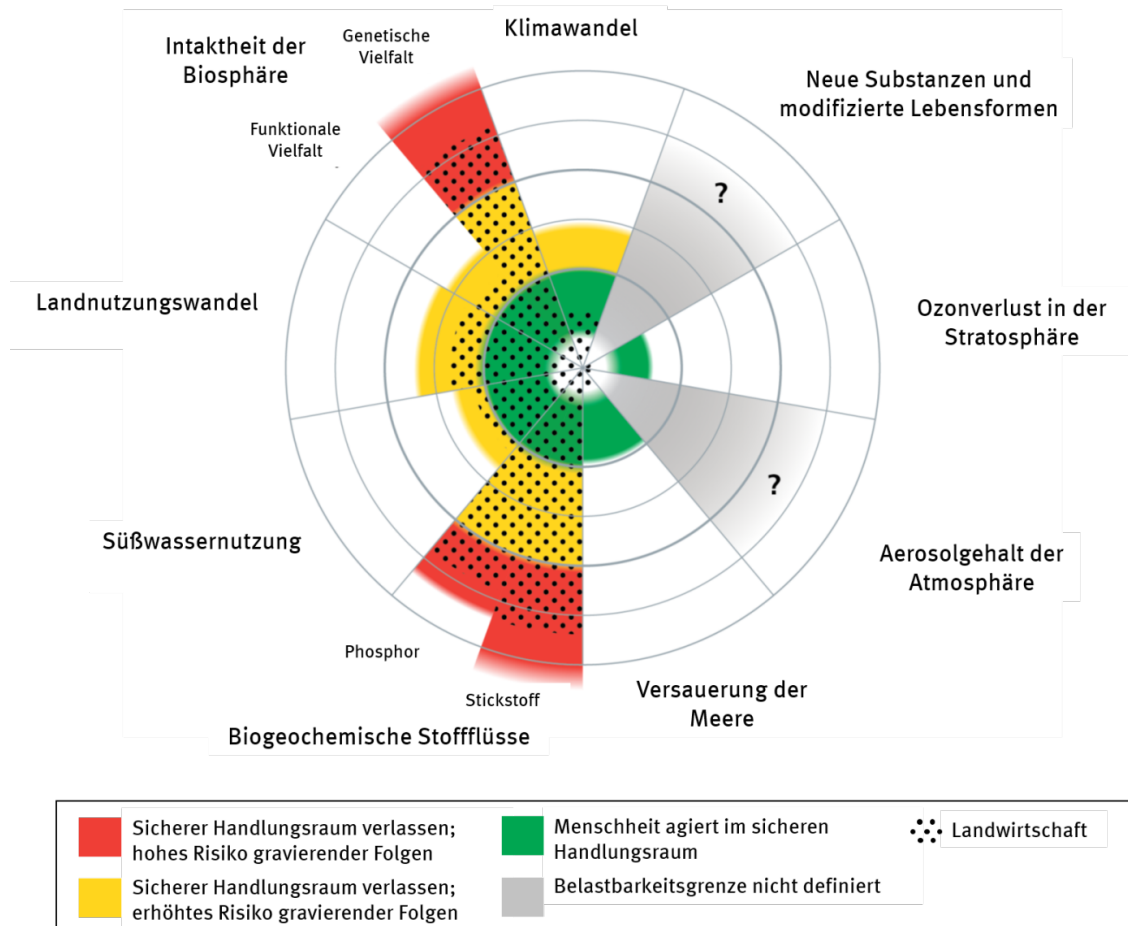
Warum eine Verringerung des landwirtschaftlichen Flächenbedarfs durch die Reduktion der Tierhaltung respektive des Konsums tierischer Lebensmittel überhaupt umweltpolitisch so bedeutsam ist, zeigt der Blick auf globale Dynamiken: zum einen der sich massiv zuspitzende Nutzungsdruck auf Agrarflächen und zum anderen der Bedarf an Flächen für den Entzug von Kohlenstoff aus der Atmosphäre.

Wie die eingangs genannten Zahlen zeigen, war die Ausdehnung der Nutztierhaltung in den vergangenen Jahrzehnten einer der zentralen Treiber der Ausweitung der agrarischen Landnutzung und damit der Degradierung natürlicher Habitate. Dies wird auch in wissenschaftlichen Analysen, beispielsweise der FAO (2018, S. 122), konstatiert. Laut des Berichts der Organisation der Vereinten Nationen (UNO) zum Dürre-Land-Nexus machte die steigende Nachfrage nach tierischen Produkten in den letzten 50 Jahren 65 Prozent der landwirtschaftlichen Landnutzungsänderungen aus (United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) 2020, S.3). Unter Landnutzungsänderungen (englisch: Land Use Change, LUC) versteht man eine Änderung in der Nutzung oder Bewirtschaftung des Landes durch den Menschen, die zu einer Änderung in der Bodenbedeckung führt.

Auch wenn extensiv beweidete Flächen ökologisch sehr wertvoll sein können und die Tierhaltung dementsprechend Vor- und Nachteile für die Biodiversität hat (FAO 2018, S. 121f.) (FAO 2018, S. 121f.), führt die Gesamtdynamik der Ausweitung der landwirtschaftlich genutzten Gebiete dennoch in kritische Bereiche: Einer Studie von Campbell et al. (2017) zufolge ist das Ausmaß und die Intensität der Landwirtschaft insgesamt der maßgebliche Faktor in der Überschreitung der ökologischen planetaren Belastungsgrenzen (BMU o.J.), die bereits heute

teilweise oder ganz überschritten sind (ebd., Clark et al. 2020; Willett et al. 2019; Kahiluoto et al. 2014, Abbildung 23).

Abbildung 23: Status von neun ökologischen planetaren Belastbarkeitsgrenzen und Anteil der Landwirtschaft



Quelle: verändert nach Campbell et al. 2017

Wegen der weiterhin wachsenden Weltbevölkerung und des steigenden Konsums tierischer Lebensmittel infolge der wachsenden Einkommen der globalen Mittelklasse ist eine Verschärfung der Krise absehbar, wenn sich die Trends fortsetzen (Clark und Tilman 2017; Springmann et al. 2018a). Springmann et al. (2018a) berechneten für den Bericht der EAT-Lancet-Kommission¹⁴ (Willett et al. 2019) einen Anstieg der benötigten Agrarflächen von 1,26 Milliarden Hektar (im Jahr 2010) auf 2,11 Milliarden Hektar (im Jahr 2050) bei Fortsetzung der derzeitigen globalen Trends. Dies entspricht einer Ausweitung der genutzten Agrarflächen um 67 Prozent. Das World Resources Institut (WRI) kommt zu ganz ähnlichen Ergebnissen und errechnete eine Erhöhung des Flächenbedarfs von knapp 600 Millionen Hektar für das Jahr 2050 – bei sehr optimistischen Annahmen zur Steigerung der weltweiten Flächenproduktivität (WRI 2018). Steigt diese eher auf dem Niveau der jüngeren Vergangenheit weiter an, werden 855 Millionen Hektar zusätzlich benötigt. Wenn sich gegenwärtige Nachfragetrends fortsetzen und keine Produktivitätssteigerungen realisiert werden können, würde die landwirtschaftliche Fläche um ganze 3,3 Milliarden Hektar ausgedehnt werden und nahezu sämtliche Wälder und Savannen weltweit zerstören (ebd., S. 8). Um den globalen Biodiversitätsschwund nicht weiter zu triggern, sollte eine Ausweitung der globalen Agrarfläche möglichst vermieden werden.

¹⁴ <https://eatforum.org/eat-lancet-commission/commissioners/> (Stand: 04.02.2021)

Steigende Nutzungskonflikte um Agrarflächen

Zusätzlich zum bereits bestehenden (zu) hohen Intensivierungsdruck auf Agrarflächen ist eine Verschärfung von Nutzungskonflikten absehbar, insbesondere für Bedarfe der sogenannten Bioökonomie und des Klimaschutzes. Weltweit zielen politische Bioökonomie-Strategien, so auch in der Europäischen Union und in Deutschland, darauf ab, endliche oder fossile Rohstoffe durch biogene Rohstoffe zu ersetzen (Kiresiewa et al. 2019). Wenn dies nicht mit einer massiven Reduktion der Gesamtnachfrage nach Rohstoffen einhergeht, droht hier eine erhebliche Steigerung der Nachfrage und dementsprechend des Intensivierungsdrucks.

Darüber hinaus ist aufgrund der bisher unzulänglichen Klimaschutzmaßnahmen die Entnahme von Kohlendioxid aus der Atmosphäre, sogenannte negative Emissionen (englisch: carbon dioxide removal, CDR), laut dem Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) sehr wahrscheinlich erforderlich, um die Erderwärmung auf 1,5 Grad Celsius zu begrenzen (Masson-Delmotte et al. 2018). Die Minderung von Emissionen, zum Beispiel durch eine rasche Dekarbonisierung der Wirtschafts- und Lebensweise, hat für das UBA klare Priorität gegenüber Maßnahmen zur Kohlendioxidentnahme, weil die meisten dieser Maßnahmen Risiken für die Umwelt und für die Ziele der Nachhaltigen Entwicklung bergen (UBA 2019c).

Angesichts des Fehlens sicherer, zielführender und risikoärmerer Alternativen könnte es erforderlich sein, dass landwirtschaftliche Flächen verstärkt für die Sequestrierung von Kohlenstoff genutzt werden müssen. Dies kann zum Beispiel erfolgen, indem Moorböden wiedervernässt werden. Moorböden emittieren 50 Prozent der Treibhausgas-Emissionen aus landwirtschaftlicher Bodennutzung in Deutschland, wobei sie gerade mal 5 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmachen (WBAE und WBW 2016, S. 144). Osterburg et al. (2013) zufolge würden daher selbst bei Verlagerung der Produktion auf andere Standorte Treibhausgasemissionen reduziert werden (zitiert in WBAE und WBW 2016, S. 151). Eine weitere Maßnahme zur zusätzlichen Sequestrierung ist die Wiederbewaldung von Flächen, wofür auch Agrarflächen in Frage kommen könnten, wenn der Flächenbedarf durch eine Verringerung von Nutztierhaltung und -konsum signifikant reduziert werden könnte.

Andere Ansätze verbinden die Ziele, Kohlendioxid zu binden und landwirtschaftliche Produkte zu erzeugen, miteinander. Hierzu gehören Agroforstsysteme, in denen Ackerbau und Forstwirtschaft gemeinsam auf einer Fläche betrieben werden, und Paludikulturen, bei der intakte Moorflächen nass bewirtschaftet werden.

Es ist anzunehmen, dass bei stärkerer Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für die Kohlenstoffsequestrierung (oder stoffliche und energetische Verwendungen) unter sonst gleichen Bedingungen weniger Nahrungs- und Futtermittel produziert werden können. Um die Versorgung der steigenden Weltbevölkerung mit genügend gesunden Lebensmitteln nicht zu gefährden und einer weiteren Ausdehnung des Ackerlandes vorzubeugen, sind folglich Ernährungsweisen mit geringem Gehalt landintensiver tierischer Lebensmittel die Voraussetzung für die landbasierten Klimaschutzmaßnahmen (siehe Kapitel 5.1.2 und 5.2.3).

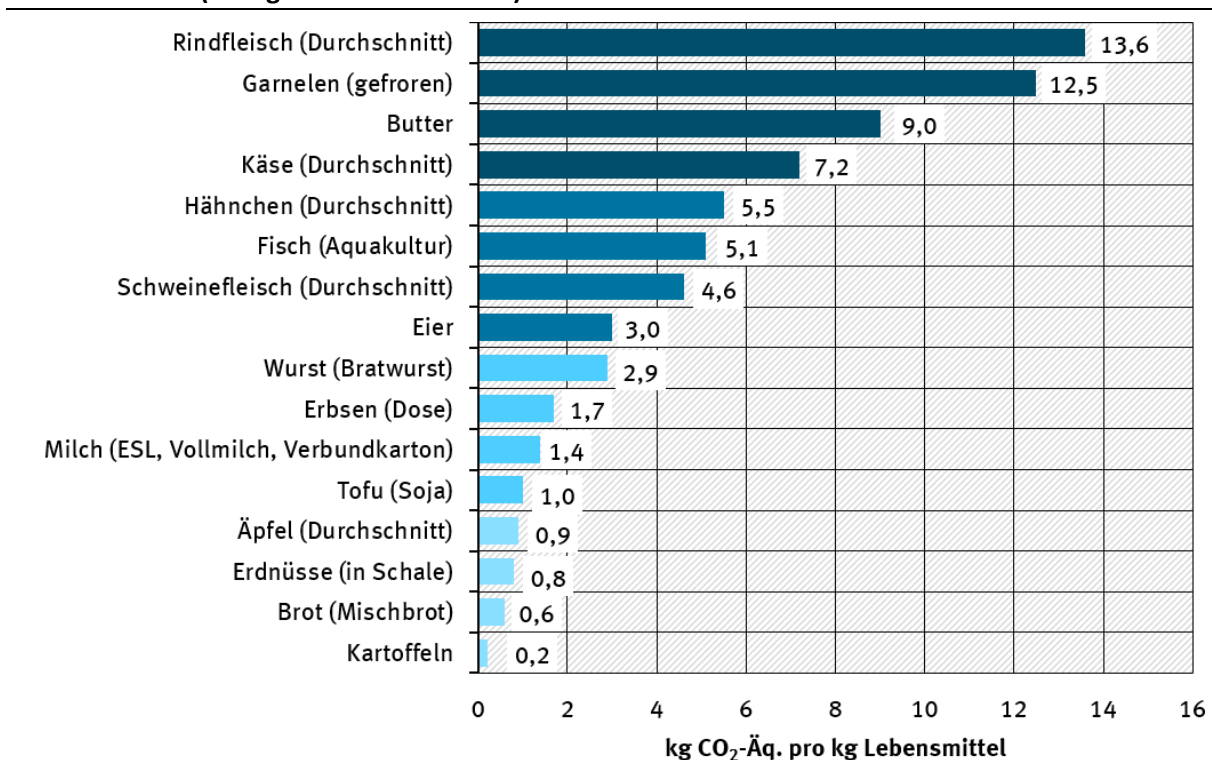
5.1.2. Klimaschutz: Treibhausgase und Kohlenstoffsenken

In Kapitel 4 wurde gezeigt, dass die dort analysierten Maßnahmen alleine nicht ausreichen werden, um das Klimaschutzziel der Bundesregierung für 2030 zu erreichen und die Emissionen von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft um circa 12 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente gegenüber 2018 zu verringern. Das bedeutet, dass eine Verringerung der Nutztierbestände für ein Erreichen des Zieles unbedingt notwendig ist.

Hinzukommt, dass sich sowohl das Klimaziel als auch die hierfür berücksichtigten Emissionen lediglich auf den Teil der Emissionen, der im Inland entsteht, beschränken. Die Emissionen, die beispielsweise für den Anbau der importierten Futtermittel entstehen, sind hierin noch nicht

enthalten. Allerdings werden im Gegenzug Emissionen, die für die Produktion exportierter Güter anfallen, einbezogen. Um ein vollständigeres Bild der Klimawirkungen der menschlichen Ernährung und einzelner Lebensmittelgruppen zu erhalten, ist es hilfreich, konsumbezogene Betrachtungen und Ökobilanzen heranzuziehen. Hierbei ist zu beachten, dass Studien, die Ökobilanzen erstellen, unterschiedliche Systemgrenzen ziehen und dadurch beispielsweise Emissionen aus direkten und indirekten Landnutzungsänderungen oder aus der Herstellung von mineralischen Düngemitteln oder Pflanzenschutzmitteln unterschiedlich einbezogen werden. Einer umfassenden Analyse von Daten aus 38.700 Betrieben in 119 Ländern zufolge verursachen selbst die tierischen Lebensmittel mit den geringsten Treibhausgas-Emissionen immer noch deutlich mehr Emissionen als die allermeisten pflanzlichen Lebensmittel (Poore und Nemecek 2018). Dies gilt auch, wenn die Emissionen auf den Proteingehalt bezogen werden. Analog zum Flächenbedarf gilt dies insbesondere für Produkte von Wiederkäuern. Im Auftrag des UBA hat das Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (IFEU) die durchschnittlichen Treibhausgasemissionen von Lebensmitteln, die in Deutschland konsumiert werden, untersucht (Reinhardt et al. 2020, Abbildung 24).

Abbildung 24: Treibhausgas-Emission ausgewählter tierischer und pflanzlicher Lebensmittel (bezogen auf das Gewicht)



Quelle: Reinhardt et al. 2020

Potenzial zur Reduktion der Treibhausgase durch stärker pflanzenbasierte Ernährung

Dementsprechend ist der Anteil der Emissionen aus der Produktion tierischer Lebensmittel an den gesamten Treibhausgas-Emissionen der Ernährung in den Staaten mit hohem Durchschnittseinkommen enorm. Springmann (in Vorbereitung) beziffert diesen für Deutschland auf etwa 60 Prozent der lebensmittelbezogenen Treibhausgasemissionen. (Sandström et al. 2018, S. 51) kommen auf einen noch höheren Anteil von 83 Prozent als Durchschnittswert in der Europäischen Union. Folglich ist in solchen Ländern das Potenzial, die Treibhausgas-Emissionen der Ernährung durch eine Verschiebung hin zu mehr pflanzlichen Lebensmitteln zu reduzieren, beträchtlich. Dies untermauert eine Vielzahl von quantitativen

Modellierungen (zum Beispiel Hedenus et al. 2014; Tilman und Clark 2014; Aleksandrowicz et al. 2016; Springmann et al. 2018a; WRI 2018; Clark et al. 2020). Dem Bericht der international renommierten EAT-Lancet-Kommission zufolge sind Ernährungsumstellungen das wirksamste Mittel zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen (Willett et al. 2019, S. 472). Aleksandrowicz et al. (2016) resümieren in ihrem Überblicksartikel, dass die Reduktion der ökologischen Fußabdrücke weitgehend proportional zur Reduktion der tierischen Lebensmittel verläuft.

Das UBA bietet einen CO₂-Rechner an, mit dem die persönliche CO₂-Bilanz errechnet werden kann¹⁵. Laut diesem Instrument verursacht die Ernährung in Deutschland derzeit durchschnittlich circa 1,7 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Kopf und Jahr und überschreitet damit bereits die Zielmarke für die persönliche Gesamt-Emission (Umweltbundesamt (UBA) o.J.). Diese liegt bei unter 1 Tonne pro Kopf und Jahr (ebd.). Eine vegetarische Ernährung würde die Emissionen auf 1,3 Tonnen senken (ebd.).

Springmann (in Vorbereitung) ermittelte für Deutschland eine potenzielle Verringerung der ernährungsbedingten Treibhausgas-Emissionen um 51 Prozent im Vergleich zur durchschnittlichen Ernährungsweise im Jahr 2010, wenn sich die Deutschen gemäß der Planetary Health Diet der EAT-Lancet Kommission mit geringen Mengen tierischer Lebensmittel (siehe Kapitel 5.3.2) ernähren würden. Wenn die durchschnittliche Ernährung den Vorgaben der DGE entspräche, könnten 18 Prozent der Treibhausgas-Emissionen eingespart werden (ebd.).

Weitere effektive Maßnahmen, um die Emissionen des Ernährungssystems zu reduzieren, sind unter anderem die Reduktion der Lebensmittelabfälle und -verschwendung, Reduktion der Überernährung und die Behebung bestehender Potenziale in der Produktion (Willett et al. 2019; WRI 2018; Garnett 2011). Allerdings deuten die Berechnungen von Springmann (in Vorbereitung) daraufhin, dass für die Senkung der ernährungsbedingten Treibhausgas-Emissionen die Veränderung der Ernährungsmuster der wirksamste Ansatz ist: Die Halbierung der Lebensmittelabfälle und -verschwendung bis 2050 würde demnach die für 2050 prognostizierten ernährungsbedingten Treibhausgas-Emissionen um 8 Prozent verringern und die Ausschöpfung von Potenzialen zur Optimierung in der Produktion um 10 Prozent. Hierunter fallen global betrachtet die Erhöhung von Flächenerträge, gleichmäßigere räumliche Verteilung der Düngung, Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz, Phosphorrecycling, Verbesserung im Wassernutzungsmanagement, Verbesserung der Speicherkapazität und effizienteren Nutzung von Regenwasser und landwirtschaftliche Effizienzmaßnahmen wie Veränderung der Bewässerung, der Anbau- und Düngemethoden, die die Lachgasemissionen und im Reisanbau die Methanemissionen verringern, sowie Veränderungen des Wirtschaftsdüngermanagements und in der Fütterung zur Reduktion der Gasbildung in der Verdauung. Würden sich alle Menschen in Deutschland gemäß der Planetary Health Diet (siehe Kapitel 5.3.2) ernähren, könnten hingegen 53 Prozent gegenüber den Treibhausgas-Emissionen der für 2050 prognostizierten durchschnittlichen Ernährungsweise in Deutschland eingespart werden (ebd.).

Schaffung von Kohlenstoffsenken auf freiwerdenden Flächen

Über die direkten Emissionen der Tierhaltung hinaus müssten korrekterweise die entgangenen Alternativnutzungen berücksichtigt werden (Searchinger et al. 2018). Dieser Aspekt ist eng mit dem Flächenbezug verwoben: Weil die Tierhaltung einen so hohen Flächenbedarf hat, verstellt sie teilweise die Möglichkeit zur Schaffung und Wiederherstellung von Kohlenstoffsenken.

In einer Studie wurde dieser Ansatz für Großbritannien berechnet: Würden sämtliche Agrarflächen, die derzeit innerhalb des Landes für die Gewinnung tierischer Lebensmittel genutzt werden, aufgeforstet, würden 4.472 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente fixiert werden,

¹⁵ https://uba.co2-rechner.de/de_DE/ (Stand: 04.02.2021)

was in etwa dem 12-fachen des gegenwärtigen jährlichen Gesamtausstoß des Landes entspricht (Harwatt und Hayek 2019).

Ein intensiv debattierter Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Kohlenstoffsequestrierung auf von Wiederkäuern (Rinder, Ziegen, Schafen) beweideten Flächen im Vergleich zur Nutzung als Ackerfläche. Die Kohlenstoffgehalte im Oberboden von Grünland sind etwa 50 Prozent höher als die im Boden von Ackerflächen (WBAE und WBW 2016, S. 155). Auch im Hinblick auf den Boden- und Gewässerschutz ist Grünland gegenüber Ackerland günstiger. Allerdings fällt die Bewertung von Grünland aus Klimasicht im Vergleich zu anderen Nutzungsformen, insbesondere einer Wiederbewaldung oder Wiedervernässung von Niedermoorstandorten weniger eindeutig aus. Daher ist es sinnvoll, verstärkt sequestrierende und biodiversitätsbereichernde Landnutzungssysteme zu fördern, die bisher nur als Nischen der Weidewirtschaft existieren (zum Beispiel Wasserbüffel auf wiedervernässten Niedermoorstandorten). Auch eine stellenweise Wiederbelebung der Hutewaldwirtschaft, bei der Wälder extensiv beweidet werden, sollte diskutiert werden.

5.1.3. Stickstoff- und Phosphorkreisläufe

Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse sind in intensiv genutzten Agrarlandschaften ein wesentlicher Treiber des Biodiversitätsverlustes und anderer Umweltprobleme (siehe Kapitel 3.1). In seinem Sondergutachten zur Stickstoffproblematik betont der SRU daher, dass die Produktion von tierischen Produkten mit besonders hohen Stickstoff-Emissionen verbunden ist und höhere Anforderungen an die Produktion mit veränderten, suffizienteren Konsummustern gekoppelt werden müssen (SRU 2015, S. 243).

Auch im Hinblick auf den Ressourceneinsatz ist eine sparsame Verwendung von Nährstoffen bei der Düngung wichtig. Die bisher genutzten Phosphor-Vorräte der Erde sind begrenzt, während global gesehen der Bedarf an Phosphat für die Düngung steigt. Die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlämmen ist möglich, aber teuer und aufwändig. Der im synthetischen Stickstoffdünger enthaltene Stickstoff wird seit etwa 100 Jahren mit dem Haber-Bosch-Verfahren aus der Luft gewonnen und ist daher in absehbarer Zeit nicht begrenzt. Dieser Prozess ist jedoch sehr energieaufwendig und trägt damit wiederum zur Emission von Treibhausgasen bei, wenn die Energie dafür nicht aus regenerativen Energiequellen stammt. Daher ist die Einsparung von synthetischen Düngern durch eine konsequente Verwertung aller vorhandenen Wirtschaftsdünger unbedingt anzustreben. In Gebieten mit sehr hohem Nährstoffaufkommen infolge von hohen Nutztierbeständen übersteigt der Wirtschaftsdüngeranfall häufig den Bedarf an Nährstoffen von landwirtschaftlichen Flächen in der Region (siehe Kapitel 3.1). Um die Nährstoffe im Kreislauf zu halten, wäre eine bedarfsgerechte und standortangepasste Verteilung nach Aufbereitung der Wirtschaftsdünger denkbar, aber auch mit weiteren Umweltproblemen durch einen hohen Energieeinsatz verbunden (siehe Kapitel 4.1). Auch hier ist der Abbau von Nutztierbeständen, insbesondere in Regionen mit hohen Nährstoffüberschüssen, eine Strategie, um regionale Kreisläufe wieder zu schließen.

Springmann (in Vorbereitung) berechnete bezogen auf den durchschnittlichen Konsum in Deutschland im Jahr 2010 ein Einsparpotenzial von 17 Prozent des Phosphorbedarfs und 22 Prozent des Stickstoffbedarfs, wenn sich die Deutschen nach den Richtwerten der EAT-Lancet-Kommission ernähren würden. Die Umsetzung der Empfehlungen der DGE würde den Bedarf um 2 Prozent beim Phosphor und 7 Prozent beim Stickstoff reduzieren (ebd.).

5.1.4. Weitere Grenzen von verfahrenstechnischen Maßnahmen

Die anderen Umweltwirkungen der Nutztierhaltung und des Anbaus der Futtermittel (siehe Kapitel 3) können durch verfahrenstechnische Maßnahmen und eine räumliche Umverteilung der Tiere und Wirtschaftsdünger potenziell zwar besser verringert werden als die Flächenkonkurrenz und die Treibhausgas-Emissionen. Aber auch in Bezug auf die Einträge von Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimitteln und Bioziden in die Umwelt wirkt sich die Verringerung von Produktion und Konsum tierischer Produkte positiv aus.

Erstens könnte der Effekt einer umweltfreundlicheren Produktionsweise (also wo beispielsweise weniger Emissionen pro Tier oder pro Einheit Produkt anfallen) durch eine Steigerung der Produktionsmenge vollständig oder zumindest teilweise aufgewogen werden. Beispielsweise können regional immer noch zu viele Ammoniak- und Nährstoff-Emissionen anfallen, obwohl die pro Kilogramm Schweinefleisch entstehenden Umweltbelastungen reduziert werden, wenn insgesamt mehr Schweinefleisch produziert wird. Derartige *Rebound-Effekte* sind in vielen Bereichen dokumentiert (UBA 2019d).

Zweitens kann bei bestimmten *Zielkonflikten* eine produktionsseitige Maßnahme zur Minderung einer Umweltwirkung zur Verschärfung eines anderen Umweltproblems führen und sogenannte *Trade-Off-Effekte* bewirken. Beispielsweise kann die Steigerung der Flächenerträge zwar den Flächenbedarf verringern, hat in den bereits sehr intensiv genutzten Agrarlandschaften jedoch negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und andere Umweltgüter wie das Grund- und Oberflächenwasser (SRU 2012, S. 103). Extensivierung beziehungsweise De-Intensivierungen erhöhen die Ökosystemleistungen auf der jeweiligen Fläche, führen ohne Senkung der Nachfrage jedoch zu Flächenausweitungen beziehungsweise Intensivierungen auf anderen Flächen.

Drittens kann bei einseitigen ökologischen Verbesserungen der Produktion, wenn diese zu einer Erhöhung der internalisierten Produktionskosten führt, einer Verlagerung der Produktion ins Ausland Vorschub geleistet werden. Das hieße, dass Waren aus Ländern mit schwächeren Umweltstandards verstärkt auf den deutschen Markt kommen würden und sich die Umweltbelastung damit nur ins Ausland verlagert (*Verlagerungseffekt*) (SRU 2012, S. 103). Nur wenn die Reduktion negativer externer Effekte durch eine Effizienzsteigerung ohne Kostenerhöhung realisierbar ist, besteht diese Gefahr nicht. In der bereits sehr intensiven Tierhaltung in Deutschland stoßen derartige technische Potenziale jedoch an ihre Grenzen beziehungsweise stehen zumindest partiell in Konflikt mit dem Tierschutz (WBAE, 2020, S. 364). Umgekehrt kann auch eine einseitige Reduktion des Konsums dazu führen, dass lediglich die Exporte steigen, wodurch der Konsum sich woanders ausweitet und die lokalen Umweltbelastungen bestehen bleiben können (Garnett et al. 2015, S. 9). Dieses Argument zeigt auch, wie wichtig es ist, sowohl die Produktion als auch den Konsum zu senken; einseitig ansetzende Maßnahmen genügen nicht.

Viertens besteht die Möglichkeit, dass die technischen Maßnahmen aus den verschiedensten Gründen (wie zum Beispiel unverhältnismäßig hoher Kosten für kleine Betriebe, mangelnder Implementierung, unerwarteter Krisen) nicht vollständig umgesetzt werden. Die Reduktion der Nutztierbestände stellt daher eine einfache, praxisnahe und volkswirtschaftlich günstige Maßnahme dar, die Umweltziele zu erreichen. Stehfest et al. (2009) berechneten, dass die Kosten für die Erreichung der Klimaziele um etwa 50 Prozent niedriger ausfallen würden, wenn der Konsum tierischer Lebensmittel reduziert werden würde, als im Referenzszenario ohne Ernährungsumstellungen.

5.1.5. Flächenbindung, Extensivierung und mehr Tierwohl

Zahlreiche Probleme der intensiven Haltungsbedingungen könnten durch kleinere Tierbestände behoben werden. Bei Wiederkäuern, vor allem Milchkühen, bietet sich eine stärkere Nutzung

von Grünlandstandorten und Weidehaltung an. Grundfutter wie Gras, Grassilage und Heu liefert bereits einen großen Teil des benötigten Proteins in der Ernährung von Wiederkäuern. Rinder können stark grünfutterbetont gefüttert werden, was den Anteil an Getreide und Eiweißfutter wie Soja in der Ration und damit die negativen Umweltwirkungen des importierten und intensiv angebauten Ackerfutters verringert. Milchkühe können unter optimalen Bedingungen ungefähr 17 bis 25 Kilogramm Milch pro Tag (Deutsche Agrarforschungsallianz (DAFA) 2015, S. 18; Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL) und Bio Suisse 2019, S. 9) oder im Durchschnitt 6.500 Kilogramm pro Jahr nur aus Grundfutter produzieren (FiBL und Bio Suisse 2019, S. 11). Bei standortangepasster Weidehaltung und Nutzung hat Grünland laut der Forschungsstrategie Grünland der DAFA zahlreiche Vorteile für Umwelt und Gesellschaft (DAFA 2015):

- ▶ Förderung der Biologischen Vielfalt und Habitat-Bereitstellung
- ▶ Kohlenstoffspeicherung im Boden
- ▶ Bereitstellung von günstigem, hochwertigem Futter für Pflanzenfresser
- ▶ Verminderung von Bodendegradation und Erosion
- ▶ Beitrag zur Gewässerregulierung und -qualität
- ▶ Raum für Erholung und Landschaftsästhetik

Weitere Vorteile sind:

- ▶ Förderung von Tierwohl und Tiergesundheit (weniger Infektionen, Lahmheiten und Fruchtbarkeitsstörungen, besseres Ausüben von arttypischem Verhalten (WBAE 2015, S. 184)
- ▶ Bei einer Weidedauer von mindestens 6 Stunden pro Tag um bis zu 15 Prozent geringere Ammoniak-Emissionen (Eurich-Menden 2012)

Zu beachten ist jedoch, dass Grünland in Bezug auf den Klimaschutz kontrovers diskutiert wird, da viele Faktoren die Klimawirkung beeinflussen. Dies sind unter anderem die Kohlenstoffspeicherungskapazität des Bodens, die Milchleistung der Kühe, der Energieverbrauch im Stall, die Klimabilanz des Anbaus des verwendeten Kraftfutters, die Art des Futters (Raufutter oder Kraftfutter) bei der Verdauung der Kühe, Grasertrag und -qualität. Studien gehen jedoch davon aus, dass in einem optimierten System eine günstigere Treibhausgas-Bilanz pro Kilogramm Milch erzielt werden kann als im Stall (Lorenz et al. 2019) und in Deutschland ein umweltschonendes und nachhaltiges graslandbasiertes Milchproduktionssystem möglich wäre (Rotz et al. 2005).

Dieses Fütterungssystem bietet sich besonders dort an, wo natürlicherweise Dauergrünland vorherrscht, vor allem im Norden und im Süden Deutschlands. Die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland ist denkbar, wird aber unter den aktuellen Produktionsbedingungen fast nur auf ertragsschwachen Grenzstandorten, erosionsgefährdeten Hanglagen, auf Auenstandorten oder in Übergangsgebieten praktiziert, oder wenn betriebsnahe Flächen für einen Weidegang genutzt werden sollen (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2017). Die Kapazität des aktuellen Dauergrünlands ist begrenzt, insgesamt stehen in Deutschland etwa 4,7 Millionen Hektar oder 29 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche zur Verfügung (BMEL 2020p). Daher würde es eine Verringerung der Anzahl Rinder ermöglichen, einen größeren Anteil von Milch und Rindfleisch aus ökologisch vorteilhaftem Grünfutter zu erzeugen.

Eine Flächenbindung zur Verringerung der regionalen Nährstoffüberschüsse (siehe Kapitel 4.1) ist vor allem dann sinnvoll, wenn gleichzeitig insgesamt, aber besonders in den Regionen mit hohen Nährstoffüberschüssen, weniger Tiere gehalten werden. Wird die Haltung dieser Tiere in andere Regionen verlagert, verringert sich zwar die Nährstoff-Problematik, aber nicht die Flächenbelegung und die Treibhausgas-Emissionen.

Eine Reduktion des Viehbestandes insgesamt oder eine Reduktion der Tierzahlen pro Betrieb führen nicht automatisch zu besseren Haltungsbedingungen. Denn der Zusammenhang von Betriebsgröße (Anzahl der Tiere pro Betrieb) und Tierwohl ist eher unklar (WBAE 2015). Trotzdem stellt die Verringerung der Tierbestände eine Chance dar, gleichzeitig auch eine Verbesserung in den Haltungsbedingungen zu erzielen. Dies gilt vor allem in Bereichen, wo durch eine Intensivierung und Rationalisierung der Tierhaltung in den letzten 100 Jahren Probleme mit der Tiergesundheit und Verhaltensstörungen aufgetreten sind. Gesundere Tiere benötigen weniger Tierarzneimittel und können über längere Zeit produktiv sein und tragen so zu einer Verringerung der negativen Umweltauswirkungen der Nutztierhaltung bei (siehe Kapitel 4.4.3). Voraussetzung hierfür ist, dass die verbleibenden Tiere mehr Platz erhalten. Der frei gewordene Platz sollte für bauliche Aufwertungen wie größere Stallabteile und differenziertere Funktionsbereiche im Stall (Liegen, Fressen, Koten) genutzt werden. Die freiwerdende Kapazität an Arbeitskräften sollte ebenfalls dafür verwendet werden, den höheren Anforderungen an Management, Fütterung und Tierkontrolle in tierwohloptimierten Haltungssystemen gerecht zu werden. Wichtig ist auch, dass die Infrastruktur der vor- und nachgelagerten Industrie (tiermedizinische Versorgung, Schlachtbetriebe) durch die verringerte Nachfrage nicht so weit zentralisiert wird, dass regional eine Unterversorgung auftritt und zum Beispiel Schlachttiere wieder über weitere Strecken transportiert werden müssen. Dies wäre sowohl für die Umwelt als auch für das Tierwohl negativ.

5.2. Relevanz der Verringerung der Erzeugung und des Konsums tierischer Produkte für weitere Nachhaltigkeitsziele

Zusammenfassung

Die Begrenztheit der globalen Ressourcen und der Tragfähigkeit globaler Ökosysteme schließen eine globale Verbreitung tierproduktreicher Ernährungsweisen, wie sie in Ländern mit hohem Einkommen vorherrschen, aus. Dies zeigen aktuelle Studien sehr deutlich im Hinblick auf das Klimasystem. Andererseits wäre eine Verbesserung der Versorgung mit tierischen Lebensmitteln in Ländern mit hohem Grad an Mangel- und Unterernährung wünschenswert. Übermäßige Verzehrsmengen sollten vor diesem Hintergrund in Ländern mit hohem Einkommen auch deswegen reduziert werden, um eine bessere Versorgung in den Ländern des Globalen Südens zu ermöglichen, ohne dass die ökologischen planetaren Grenzen überschritten werden.

Zudem bestehen weitere Synergien bei einer Verringerung der Erzeugung und des Konsums tierischer Produkte. Zum einen wird das Risiko durch Zoonosen gemindert, zum anderen hat eine pflanzenbasierte Ernährung auch Vorteile für die individuelle Gesundheit und verursacht dadurch geringere Gesundheitskosten.

5.2.1. Minderung des Risikos der Entstehung und Ausbreitung von Zoonosen

Durch die COVID-19-Pandemie ist die steigende Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Zoonosen ins öffentliche Bewusstsein getreten. Die Anzahl von Nutztieren ist auf eine nie zuvor dagewesene Größenordnung von rund 28 Milliarden weltweit gestiegen (Harwatt 2019; FAO 2020c). Gleichzeitig dringen Menschen und ihre Nutztiere immer weiter in natürliche Habitate vor. Dadurch steigen die Möglichkeiten für Pathogene, von wilden und domestizierten Tieren auf

den Menschen übertragen zu werden und Zoonosen zu verursachen (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) 2020; United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) 2020, S. 3; Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages (WD) 2020). Zoonosen sind Infektionskrankheiten, die von Bakterien, Parasiten, Pilzen, Prionen oder Viren verursacht und wechselseitig zwischen Tieren und Menschen übertragen werden können (BfR 2021). Weltweit treten immer häufiger Zoonosen auf, die sich zu Pandemien ausweiten können (United Nations Environment Programme (UNEP) 2016, S. 18).

Die Verbreitung der Pathogene wird durch den Klimawandel, der Zerstörung von Ökosystemen, Landnutzungsänderungen, Entwaldung, Verlust von Biodiversität und von Schutzbarrieren gefördert (Convention on Biological Diversity (CBD) und WHO 2015). Als eine der Ursachen dafür wird diskutiert, dass die Arten, die im Zuge der Zerstörung natürlicher Habitate tendenziell weniger von der Ausrottung betroffen sind, mit größerer Wahrscheinlichkeit für den Menschen gefährliche Pathogene enthalten (Tollefson 2020).

Laut UNEP (2018) stammen 60 Prozent aller bekannten und 75 Prozent aller neu entstehenden Infektionskrankheiten ursprünglich aus Tieren. Dabei fungieren insbesondere intensiv gehaltene Nutztiere häufig als Zwischenwirte („epidemiologische Brücke“) (ebd., S. 18). Die Wahrscheinlichkeit von Krankheitsausbrüchen wird laut des internationalen Expertengremiums International Panel of Experts on Sustainable Food Systems (IPES-Food) unter anderem durch die Haltung einer großen Anzahl von Tieren in engen Unterkünften, geringer genetischer Diversität, kurzen Mastzyklen und der Fragmentierung von Habitaten durch die Ausweitung der Tierhaltung erhöht (IPES-Food 2020, S. 2). In einem öffentlichen Fachgespräch zum Thema Zoonosen des Deutschen Bundestags wurde darauf hingewiesen, dass Zoonosen neben dem Wildtierhandel und -verzehr meist in Verbindung mit der Intensivtierhaltung oder Umweltzerstörung und Veränderung der Landnutzung stehe. Auch die Fachleute des IPES-Food weisen auf die Rolle von Landnutzungswandel, der Ausweitung der landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Intensität der Landwirtschaft neben Wildtierhandel und -verzehr als ursächliche Faktoren hin und sehen unter anderem in der Reduktion des Konsums von Fleisch aus der Nutztierhaltung einen Beitrag zur Senkung des Risikos für Pandemien (ebd., S. 6).

5.2.2. Gesundheit und Kosten des Gesundheitssystems

Die in Deutschland durchschnittliche verzehrte Menge an Fleisch kritisiert die DGE seit langem als zu hoch im Hinblick auf die gesundheitliche Wirkung der Ernährung (DGE 2012, 2015). Die DGE empfiehlt, dass wenn Fleisch gegessen wird, es *nicht mehr* als 300 bis 600 Gramm pro Woche sein sollte (DGE 2017). Der durchschnittliche Verzehr in Deutschland liegt etwa doppelt so hoch wie der von der DGE empfohlene Höchstwert (siehe Kapitel 2.3.1 und 5.3.2).

Ein Grund für die Empfehlung, den Konsum gering zu halten, sind die Hinweise auf den Zusammenhang mit der Entstehung bestimmter Krebsarten. Nach ausführlicher Auswertung der wissenschaftlichen Literatur stufte die Internationale Agentur für Krebsforschung der WHO (IARC) verarbeitetes Fleisch als krebserregend und unverarbeitetes rotes Fleisch als wahrscheinlich krebserregend ein (IARC 2015). Vollwertige pflanzliche Lebensmittel enthalten hingegen unter anderem Ballaststoffe, die vor Krebs schützen können, wobei betont wird, dass das Zusammenspiel von Ernährungs- und Aktivitätsmuster entscheidend ist (World Cancer Research Fund (WCRF) und American Institute for Cancer Research (AICR) 2020). Auch in der Entstehung von Übergewicht, Diabetes mellitus Typ 2, Herz-Kreislauf-Krankheiten und Bluthochdruck gilt ein zu hoher Anteil tierischer Lebensmittel als Risikofaktor (Jetzke et al. 2020). Diese Erkrankungen belasten die Gesundheitssysteme erheblich. Laut einer Studie verursacht der Konsum von rotem und verarbeitetem Fleisch weltweit umgerechnet ungefähr 240 Milliarden Euro an Gesundheitskosten (Springmann et al. 2018b).

Während die Empfehlung, Fleisch allenfalls in geringen Mengen zu konsumieren, eine klare Übereinstimmung mit umweltpolitischen Zielen aufweist, steht die Empfehlung der DGE, etwa 250 Gramm Milch und Milchprodukte sowie 50 bis 60 Gramm Käse pro Tag zu konsumieren (DGE 2019a), teilweise in Spannung mit Umweltzielen. Milch und insbesondere stark konzentrierte Milchprodukte wie Käse und Butter haben ebenfalls einen vergleichsweise hohen ökologischen Fußabdruck (siehe Kapitel 5.1.1 und 5.1.2). Zudem ist die Milchproduktion an die Rinderhaltung gebunden und ist in Deutschland der eigentliche Treiber hinter der Rindfleischproduktion. Rindfleisch fällt dabei eher als Nebenprodukt an, weil die männlichen und „überzähligen“ weiblichen Nachkommen der Milchkühe gemästet und Kühe am Ende ihres Lebens ebenfalls geschlachtet werden. Es gilt daher, den Konsum von Milch- und Fleischprodukten gleichfalls in Bezug zu ökologischen Grenzen zu setzen (siehe Kapitel 5.3.3).

5.2.3. Planetare ökologische Belastbarkeitsgrenzen

Ein wesentliches Argument für die Dringlichkeit, in der Ernährung der reichen Länder den Anteil tierischer Lebensmittel zu reduzieren, resultiert aus der Begrenztheit der ökologischen Tragfähigkeit der Erde. Eine Fortsetzung der Globalisierung von ressourcenintensiven Ernährungsweisen würde zu einer gravierenden Überschreitung der planetaren Grenzen und damit zu nicht verantwortbaren Risiken für die ökologischen Lebensgrundlagen führen (Willett et al. 2019). Die Landwirtschaft würde bei Fortsetzung der Wachstumstrends beispielsweise das globale Treibhausgasbudget, das für die Einhaltung des 1,5 Grad-Ziels bis 2050 für alle Sektoren und Aktivitäten insgesamt zur Verfügung steht, nahezu vollständig beanspruchen (Kim et al. 2015, S. 3). Einer aktuellen Studie von Clark et al. (2020) zufolge werden allein die Emissionen des globalen Ernährungssystems bei Fortsetzung der bisherigen Trends ab Mitte des Jahrhunderts das Treibhausgasbudget für das 1,5 Grad-Ziel wahrscheinlich deutlich überschreiten, auch wenn die Emissionen aus allen anderen Sektoren komplett vermieden werden würden (siehe auch Kapitel 5.1.1 und 5.1.2).

Die Beibehaltung der ressourcenintensiven tierproduktreichen Ernährung in den früh industrialisierten Ländern bei gleichzeitiger Politik der Mäßigung in den Ländern des Globalen Südens würde grundlegenden Gerechtigkeitsvorstellungen, wie der des globalen Leitbilds der nachhaltigen Entwicklung, zuwiderlaufen, das eine intra- und intergenerationell gerechte Verteilung der Chancen zur Bedürfnisbefriedigung anstrebt.

Eine ausreichende, gesunde Ernährung ist ein menschliches Grundbedürfnis. Das zweite von insgesamt 17 Zielen der internationalen „Agenda 2030“ der nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs) fordert, dass die weltweite Ernährungssituation verbessert werden soll. Für arme Haushalte in den Ländern des Globalen Südens ist die Nutztierhaltung auch für die Generierung von Einkommen, insbesondere für Frauen, besonders wichtig. Nach Smith et al. (2013, S.10) sind Nutztiere im Vergleich zu anderen Besitztümern wie Landflächen gleichmäßiger zwischen Männern und Frauen verteilt. In vielen Gesellschaften gehören Geflügel und kleine Wiederkäuer Frauen, die wahrscheinlich auch über das daraus gewonnene Einkommen verfügen können, was mit höherer Wahrscheinlichkeit für die Ernährung der Kinder und Familie ausgegeben wird, als wenn Männer über das Einkommen verfügen würden (ebd.). Auch die Versorgung mit wichtigen Nährstoffen über tierische Produkte ist oftmals äußerst wichtig und eine Steigerung des Konsums bei Unterversorgten mit positiven Gesundheitswirkungen verbunden (FAO 2018, S. 19ff.). In Bezug auf den sozioökonomischen Wert ist die Haltung und Vermarktung von Nutztieren Schätzungen zufolge für den Lebensunterhalt von mehr als einer Milliarde Menschen essentiell (Smith et al. 2013). Sie sind oft der wertvollste Besitz in armen ländlichen Haushalten, wobei die ärmsten Haushalte die Tierprodukte in der Regel verkaufen, um Einkommen für Grundnahrungsmittel zu erzielen (ebd.).

Die verbesserte Versorgung der derzeit Unter- und Mangelernährten und der künftig größeren Zahl an Menschen, auch mit einem Mindestmaß an tierischen Lebensmitteln, geht unvermeidlich mit einer steigenden Ressourcenbeanspruchung einher. Wächst die Nachfrage nach tierischen Produkten in dem Maß, wie es die FAO prognostiziert, genügen die Potenziale zur Senkung der Emissionsintensität in der Produktion nicht, um einen absoluten Anstieg zu verhindern (Gerber et al., S. 45). Zudem werden die ökonomisch realisierbaren Potenziale deutlich geringer als die technisch möglichen geschätzt (Herrero et al. 2016).

Damit diese Zunahme der Ressourcenbeanspruchung und der ökologischen Belastung, die mit der besseren Versorgung von bisher Unterversorgten einhergeht, nicht zur weiteren Überschreitung der globalen ökologischen Grenzen führt, müssen neben den Verbesserungen in der Produktion die vor allen in den Ländern mit hohen Durchschnittseinkommen vorherrschenden übermäßig hohen Pro-Kopf-Verbräuche von Agrargütern reduziert werden. Dies gelingt, indem ressourcenintensive tierische Lebensmittel durch ressourceneffizientere pflanzliche ersetzt werden, die Überernährung abgebaut wird, der Verlust und die Verschwendung von Lebensmitteln sowie die stoffliche und energetische Nutzung von Agrargütern auf ein verantwortbares Maß reduziert werden.

Für die ökologische Belastungsgrenze des Klimasystems bestimmte die EAT-Lancet-Kommission als wissenschaftsbasiertes Ziel für das globale Ernährungssystem einen Wert von maximal 5 Gigatonnen CO₂-Äquivalente als Emissionsbudget. Allein die G20-Staaten beanspruchen derzeit 3,7 Gigatonnen CO₂-Äquivalente für ihre Ernährung, was 74 Prozent dieses globalen Budgets entspricht. Würden sich die Bürgerinnen und Bürger der G20-Staaten gemäß der Planetary Health Diet der EAT-Lancet-Kommission ernähren, würden sich die Emissionen der G20-Staaten auf 2 Gigatonnen reduzieren (Loken et al. 2020, S. 25). Würden sich im Jahr 2050 umgekehrt alle Menschen weltweit wie die Bevölkerung der G20-Staaten ernähren, würde die planetare Grenze für die ernährungsbezogenen Treibhausgasemissionen um 263 Prozent überschritten werden (ebd., S. 5; siehe 5.3.3).

5.2.4. Globale Hungerproblematik

Nach Angaben des Globalen Berichts über Ernährungskrisen (Food Security Information Network (FSIN) 2020) litten vor Beginn der COVID-19-Pandemie bereits 135 Millionen Menschen unter schwerem oder extremem Hunger. Dies bedeutet, dass diese Menschen nicht genügend Nahrung zu sich nehmen können und damit in unmittelbarer Lebensgefahr sind. Dieses ist der höchste dokumentierte Wert seit der ersten Ausgabe des Berichts 2017. Dem Bericht „State of food security and nutrition in the world (SOFI)“ 2019, der von der FAO, dem Internationalen Fonds für Landwirtschaftliche Entwicklung (IFAD), dem Kinderhilfswerk der Vereinten Nationen (UNICEF), dem Welternährungsprogramm der Vereinten Nationen (WFP) und der WHO erarbeitet wird, zufolge leiden mehr als 821 Millionen Menschen unter chronischem Hunger beziehungsweise Unterernährung (FAO et al. 2019). Auch diese Zahl ist leicht angestiegen. Aktuell warnen internationale Organisationen vor einer möglichen neuen Hungerkrise infolge der COVID-19-Pandemie (UNO 2020; FAO 2020d; International Food Policy Research Institute (IFPRI) 2020).

Die Gründe für Hunger sind komplex und derzeit in erster Linie ein Armutsproblem. Gleichwohl wirken sich die globalen Produktions- und Konsummengen auf die Agrarpreise und somit die agrarökonomischen Bedingungen der Ernährung aus. Das Wachstum und die Intensivierung der Nutztierhaltung gehen mit einer erhöhten Konkurrenz zwischen der Nahrungsmittel- und der Futtermittelproduktion einher und kann folglich die Menge an verfügbaren Nahrungsmitteln für Menschen reduzieren (FAO 2018, S. 19). Die hohe Nachfrage nach tierischen Produkten könnte zu hohen Preisen für Agrarprodukte beziehungsweise Produktionsmittel beitragen (FAO 2009; Msangi und Rosegrant 2012, S. 66ff.). Wie genau sich ein Nachfragerückgang auswirken würde,

ist schwer vorherzusagen. In einem Szenario von Cordts et al. (2014, S. 120ff) konnte die Reduktion des Konsums tierischer Lebensmittel in den OECD-Ländern die Versorgung, insbesondere mit tierischen Lebensmitteln in anderen Teilen der Welt, verbessern (PM 24.05.2013). Wenn dadurch die Situation der Mangel- und Unterernährten verbessert werden würde, wäre dies ein Beitrag zur Nachhaltigkeit, auch wenn dadurch die insgesamt produzierte Menge nicht gesenkt wird (WBAE 2015, S. 281). Dementsprechend schreibt der WBAE in seinem Gutachten zur Ernährungspolitik (2020, S. 66ff.), dass die Reduktion des Konsums tierischer Produkte in den reichen Ländern ein gewisses Potenzial zur Verbesserung der Welternährungssituation hat.

Die Zusammenhänge zwischen Welthandel, Lebensmittelpreisen und der Hungerproblematik sind äußerst komplex und können an dieser Stelle nicht umfassend erörtert werden. Relevant im Hinblick auf die politische Empfehlung, dass auch die Produktion tierischer Lebensmittel in Deutschland verringert werden sollte, ist in diesem Kontext jedoch der Einfluss der Exporte tierischer Produkte aus Deutschland auf die globale Ernährungssituation. Fleisch, Milch und daraus hergestellte Erzeugnisse sind in Bezug auf ihren ökonomischen Wert die bedeutendsten Agrargüterexporte Deutschlands (BMEL 2018, S. 9). Deutschland ist beispielsweise im letzten Jahrzehnt vom Nettoimporteur zum größten Schweinefleischexporteur der EU geworden (BLE 2020c, FAO 2020d).

In den Ländern des Globalen Südens, die tierische Nebenprodukte und weniger wertvolle Teilstücke aus früh industrialisierten Ländern wie Deutschland importieren, können die Preise für die importierten Agrargüter zum Teil unter denen lokaler Produkte liegen. Gründe dafür sind unter anderem die Subventionen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP), vergleichsweise günstigere Umweltbedingungen und Infrastrukturen, sowie agrarstrukturelle Gründe wie Großbetriebe mit hohem Einsatz an Technik und chemischen Inputs. Diese Preisdifferenz wird ambivalent diskutiert und kann den strukturellen Ursachen des Hungers zuwiderlaufen. Während niedrigere Preise auf der einen Seite den Zugang zu Nahrungsmitteln für Menschen, die auf den Kauf von Nahrungsmitteln angewiesen sind, verbessern, können sie auf der anderen Seite unter Umständen die lokale Produktion unprofitabel machen. Dadurch kann eine wichtige Möglichkeit zur Generierung von Einkommen in den ländlichen Gebieten verschlossen werden. Darauf weisen unter anderem Entwicklungsorganisationen hin (Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU) 2019, Brot für die Welt 2017). Daher könnte es im Hinblick auf die sozioökonomischen Bedingungen einer gesunden und ausreichenden Ernährung in den Ländern des Globalen Südens wichtig sein, dass die mit der Tierhaltung verbundene Wertschöpfung vor Ort stattfindet.

5.3. Eine partizipative Strategie für die Verringerung der Erzeugung und des Konsums tierischer Produkte

Zusammenfassung

Politische Aktivitäten zur Förderung der Transformation des Ernährungssystems sollten auf ein integriertes Verständnis von nachhaltiger und gesunder Ernährung abzielen. Ein Kernziel der Transformation sollte die Verringerung des Anteils tierischer Lebensmittel sein. Die Zielkonflikte abzuwägen und das Reduktionsziel für die Nutztierhaltung zu konkretisieren, bedarf eines gut strukturierten politischen Prozesses, der eine große Bandbreite an Expertisen und Akteurinnen und Akteuren einbezieht. Auch für den Konsum sollte ein klares politisches Ziel für die Reduktion tierischer Produkte erarbeitet werden. Hierfür sollten die Empfehlungen der DGE im Hinblick auf ihre ökologischen Auswirkungen auf den Prüfstand gestellt werden.

Für die Erreichung des Ziels müssen die ökonomischen Rahmenbedingungen entsprechend verändert werden. Insbesondere die Anpassung der Mehrwertsteuer für tierische Produkte, eine Neuausrichtung der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) und das Beenden der Subventionierung umweltschädlicher Praktiken sind hierfür vielversprechende Mittel. Da Transformationen von einer großen Bandbreite von gesellschaftlichen Akteuren getragen und verstärkt werden, sind neben technischen Innovationen auch zivilgesellschaftliche Nischenakteure wichtig. Insbesondere im Themenfeld alternative Proteinquellen ist der Innovationsbedarf groß.

5.3.1. Governance für eine Transformation des Ernährungssystems

Die Art und Weise, wie Nahrungsmittel produziert und konsumiert werden, ist zentral für die Bewältigung der Herausforderung, einen nachhaltigen Entwicklungspfad einzuschlagen (Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA) 2020, S. 9). In dem vorliegenden Bericht wird auf tierische Lebensmittel und deren Produktionsweise fokussiert. Ernährungspolitik sollte jedoch nicht nur auf diesen Aspekt, sondern auf ein umfassenderes beziehungsweise integriertes Verständnis von gesunder und nachhaltiger Ernährung abzielen (WBAE 2020, S. 15ff.). Ein solches ist in politischen Programmen bereits teilweise formuliert: in ersten Grundzügen zum Beispiel in der Farm-to-Fork-Strategie der EU-Kommission (EU-KOM /2020/381 final). Gleichwohl ist das im internationalen Diskurs auch als *protein transition* (siehe Kapitel 5.3.5) bezeichnete Ziel, tierische Lebensmittel durch pflanzliche zu ersetzen, ein zentraler Ansatzpunkt, um die ökologischen und gesundheitlichen Auswirkungen von Ernährungssystemen in den Ländern mit hohem Einkommen zu verbessern. Es sollte daher bei der Entwicklung von Strategien und Maßnahmen nicht zugunsten von populäreren, aber sehr wahrscheinlich weniger effektiveren Zielen wie der Regionalisierung der Ernährungssysteme vernachlässigt, sondern als Kernziel verankert werden. Weitere gleichwertig wichtige Ansatzpunkte zur Verringerung des Nachfragedrucks sind die Reduktion von Überernährung, von Lebensmittelabfällen und -verschwendung sowie ein weitgehender Verzicht auf die Nutzung von Anbaubiomasse zur primär energetischen Nutzung.

Es kann als wissenschaftlicher Konsens bezeichnet, dass einige wenige, auf einzelne Aspekte abzielende politische Interventionen nicht ausreichen, um die Nachhaltigkeitsziele für das Ernährungssystem zu erreichen werden (SAPEA, 2020, S.13). Dies gilt auch für das Teilziel, den Anteil tierischer Lebensmittel zu reduzieren. Es bedarf vielmehr einer tiefgreifenden und weitreichenden Veränderung, die auch von einer großen Bandbreite von gesellschaftlichen Akteurinnen und Akteuren getragen und hervorgerufen wird, was mit dem Begriff Transformation zum Ausdruck gebracht wird (SAPEA 2020; Steiner et al. 2020; DG RTD (Generaldirektion Forschung und Innovation der Europäischen Kommission) und Group of Chief Scientific Advisors 2020; Webb et al. 2020; Willett et al. 2019; Europäische Umweltagentur (EUA) 2017). Dieser umfassende Ansatz integriert die klassischen Instrumente der Umweltpolitik, beschränkt sich aber nicht darauf. Die politischen Implikationen sind noch Gegenstand der Forschung und Weiterentwicklung, bieten dennoch bereits plausible Ansatzpunkte, die genutzt werden können und sollten (zum Beispiel SAPEA 2020, S. 80ff.; Schrode et al. (in Vorbereitung); Eichhorn et al. 2019; Wolff et al. 2018). Diese Erkenntnisse sollten für die Konzeption von Strategien genutzt werden.

Dabei muss auch die Gesamtheit an Steuerungsmechanismen im Ernährungssystem verändert werden, die als Ernährungs-Governance bezeichnet werden. Dazu zählen sämtliche Regeln, Prozesse und Instrumente, die die Interaktionen zwischen öffentlichen und/oder privaten Akteuren strukturieren, um gemeinsame Ziele für einen bestimmten Bereich zu erreichen (SAPEA 2020, S. 80f.). Diese haben einen maßgeblichen Einfluss darauf, welche Entscheidungen getroffen werden, also ob beispielsweise pflanzlicher Fleischersatz in einer Kantine angeboten wird oder nicht. In den Worten der Nationalen Akademien der Wissenschaften der EU benötigt

die Transformation des Ernährungssystems die Transformation der Ernährungs-Governance (SAPEA 2020, S. 87).

5.3.2. Nachhaltige Ernährung als politische Aufgabe

Angesichts des Ausmaßes und der globalen Trends der Emissionen der Nutztierhaltung und der geringen politischen Aufmerksamkeit sowohl auf internationalem als auch nationalem Level konstatierten Bailey et al. (2014, S. 7) vor wenigen Jahren noch ein globales „Nutztierhaltungs-Politik-Vakuum“ in der Klimapolitik (Kim et al. 2015). Diese Situation ändert sich gerade spürbar. In den letzten Jahren kam es zu einem deutlichen Anstieg der Publikation wissenschaftlicher Studien und politiknaher Berichte, die betonen, dass das Ernährungssystem im Hinblick auf die ökologischen Auswirkungen transformiert und insbesondere die Menge tierischer Lebensmittel verringert werden muss (Stehfest et al. 2009; Garnett 2011; Bajželj et al. 2014; De Schutter 2014; Bryngelsson et al. 2016; WBAE und WBW 2016; Springmann et al. 2018a; WRI 2018; UNO 2019; Clark et al. 2020; Steiner et al. 2020; Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 2020; WBAE 2020).

Eine Politik, die aktiv Ernährungsmuster zu gestalten versucht und nicht nur über die gesundheitlichen und ökologischen Folgen der Verbraucherentscheidungen aufklärt oder informiert, löst in den Medien und der Gesellschaft kontroverse Debatten aus. Dies zeigen Reaktionen auf Vorschläge wie die, einen fleischfreien Tag in öffentlichen Kantinen einzuführen oder tierische Lebensmittel mit dem regulären Mehrwertsteuersatz von 19 Prozent zu belegen. Eine Ernährung, die im Übermaß auf tierischen Lebensmitteln basiert, ist jedoch nicht nur eine Frage der persönlichen Lebensführung. Sie ist vielmehr auch ein öffentliches Problem, da die akkumulierten Folgen andere Menschen stark beeinträchtigen bis hin zur Zerstörung der Lebensgrundlagen in einigen Weltregionen durch den Klimawandel. Zudem hat sich die Bundesregierung im Rahmen diverser Nachhaltigkeitsabkommen (allen voran das Übereinkommen über den Schutz der biologischen Vielfalt (UNO 1992a), die UN-Klimarahmenkonvention und ihre Folgeabkommen (UNO 1992b) zum Schutz globaler Gemeingüter verpflichtet, was mit einem hohem Konsum tierischer Lebensmittel nicht vereinbar ist. Gute Gründe für die Legitimation einer aktiven Ernährungspolitik liegen also vor (WBAE 2020; SRU 2012, S. 115ff.).

Voraussetzungen für Veränderung müssen durch Ernährungsbildung verbessert werden

Von zentraler Relevanz für die Erreichung des Ziels erachtet das UBA die Entwicklung einer umfassenden politischen Strategie. Es wäre jedoch weder wünschenswert noch realistisch, anzunehmen, dass allein die Politik die nötige gesellschaftliche Dynamik für eine solch tiefgreifende Veränderung in den Konsumpraktiken und der Produktion hervorbringen könnte. Eine ambitionierte Politik und insbesondere restriktive Maßnahmen sind auf die Unterstützung und Zustimmung der Bevölkerung angewiesen.

Der Leitgedanke hierbei ist die Erkenntnis, dass die öffentliche Meinung darüber, was legitime staatliche Eingriffe sind und welche Praktiken Privatsache und damit politisch unzugänglich sein sollten, keine feststehende Tatsache, sondern über die Zeit veränderbar ist (Godfray et al. 2018). Eine Verbesserung des Wissensstandes über die Relevanz pflanzenbasierter Ernährungsweisen für den Klimaschutz ist hierfür wahrscheinlich ein essentieller und wirkungsvoller Schritt, die Voraussetzungen für den Veränderungsprozess zu verbessern. Spiller und Zühlsdorf (2020) fassen den Stand der Forschung dahingehend zusammen, dass viele Menschen kaum eine Vorstellung davon hätten, welche Lebensmittel besonders klimaschädlich sind und beispielsweise wüssten nur wenige, dass Käse nicht viel besser abschneidet als Fleisch. Ernährungsbildung ist ein zentraler, wenn auch nicht hinreichender Beitrag in der Erschaffung

eines nachhaltigeren Ernährungssystems (SAPEA 2020, S. 128). Hier hat die Politik bisher deutlich zu wenig getan.

Ein Hindernis für ernährungspolitische Interventionen ist die weit verbreitete Auffassung, dass Ernährungspolitik unrechtmäßig in die individuelle Entscheidungsfreiheit eingreife („das Bevormundungsargument“). Neben der besseren Bildung zu den problematischen Folgen für alle Menschen könnte auch die Aufklärung über den großen Einfluss der Ernährungsumgebung auf die individuellen Entscheidungen hilfreich sein, um die Akzeptanz für Interventionen zu verbessern. Unter Ernährungsumgebung versteht man den gesamten Verhaltensprozess der Ernährung: von Exposition (zum Beispiel in Werbung und sozialen Medien), Zugang (zum Beispiel Preis, Verfügbarkeit, Portionsgröße), Auswahl (geprägt beispielsweise von sozioökonomischen Aspekten, Vorlieben und Wissen), dem eigentlichen Konsum (was, wie viel und wie schnell gegessen wird), bis hin zu den kurzfristigen und langfristigen Effekten dieses Verhaltens (WBAE 2020, S. v f). Dem WBAE zufolge ist der Einfluss der Ernährungsumgebung auf das Essverhalten sehr weitreichend und die individuelle Handlungskontrolle hingegen überschätzt (ebd.). Der Frage, nach welchen und wessen Zielen die Ernährungsumgebung gestaltet wird, sollte daher mehr öffentliche Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Auch für die einzelnen politischen Instrumente ist die Akzeptanz der Bürgerinnen und Bürger verschieden, was bei der Konzeption der Strategie beachtet werden sollte. Demnach sinkt tendenziell die Zustimmung mit der Tiefe des Eingriffs in die Entscheidungsautonomie der Menschen (WBAE 2020, S. 384). Zugleich werden Verbote teilweise eher akzeptiert als Steuern, was womöglich damit erklärbar ist, dass Verbote alle, auch Wohlhabende, betreffen, und damit als fairer empfunden werden, was wiederum akzeptanzfördernd ist (ebd.).

Sozioökonomische Diskrepanzen beim Konsum innerhalb Deutschlands

Politische Maßnahmen für ein nachhaltiges Maß tierischer Lebensmittel sollten neben der globalen Ungleichheit (siehe Kapitel 5.2.3) auch die Diskrepanzen in der Ressourcenbeanspruchung innerhalb der Gesellschaft im Blick behalten. Die Ernährung ist aufgrund des relativ höheren Fleischkonsums eines der wenigen Felder, in denen die Pro-Kopf-Ressourcenbeanspruchung in den ärmeren Bevölkerungsteilen in Deutschland über der von Menschen mit höherem Einkommen liegt (siehe Kapitel 2.3.3). Insgesamt liegen die durchschnittlichen ökologischen Fußabdrücke des Konsums von Wohlhabenden allerdings über denen von Menschen mit geringem Einkommen, da sie im Schnitt über größeren Wohnraum mit entsprechendem Material- und Heizbedarf verfügen, mehr Verkehr und insbesondere Flugreisen verursachen. Daher müssen zum einen diese Konsumfelder umweltpolitisch ebenso effektiv angegangen werden und zum anderen sollte die politischen Instrumente zur Reduktion des Konsums sozialverträglich gestaltet werden, um die sozialen Diskrepanzen der Beanspruchung von Umweltgütern innerhalb Deutschlands nicht zu verschärfen. Dies gilt umso mehr vor dem Hintergrund der durch die COVID-19-Pandemie wahrscheinlich zunehmenden sozioökonomischen Diskrepanzen (Klatt et al. 2020).

Sozioökonomische Folgen der Reduktion der Nutztierbestände

Eine Verringerung der Nutztierbestände könnte je nach Ausgestaltung der politischen Strategie für landwirtschaftliche Betriebe zu deutlichen Einkommenseinbußen beziehungsweise Entwertung von getätigten Investitionen führen. Es ist eine wichtige gesellschaftliche Aufgabe, die negativen Folgen abzumildern und durch frühzeitige Klarheit bezüglich der Zielsetzung zu verhindern, dass jetzt noch Investitionen in den Ausbau der Produktionskapazität erfolgen, die dem Ziel der Reduktion zuwiderlaufen würden. Übergänge in zukunftsweisende Wirtschaftsweisen können erleichtert werden, wenn diese langfristig angelegt sind und beispielsweise Anpassungshilfen und Regionalförderprogramme aufgelegt werden (Graaf et al. (in Vorbereitung)).

5.3.3. Konkretisierung der Ziele für Konsum und Produktion

Worst first?

Die Entwicklung einer politischen Strategie zur Reduktion der Nutztierhaltung und des Konsums tierischer Lebensmittel erfordert eine Konkretisierung des Ziels. Eine erste Frage dabei ist, ob alle Tierarten gleichmäßig adressiert werden oder ob besonders umweltbelastende Arten prioritär angegangen werden sollen. Der von Harwatt (2019) vorgeschlagene *worst first*-Ansatz zielt auf die zügige und deutliche Reduktion der mit der Nutztierhaltung verbundenen Treibhausgase ab. Demnach gälte es zunächst, eine politische Übereinkunft darüber zu erzielen, dass die Gesamtzahl an Nutztieren über den derzeitigen Allzeit-Höchststand von weltweit 28 Milliarden hinaus nicht weiter ansteigen darf („*peak livestock*“). Dann sollten dem *worst first*-Ansatz zufolge diejenigen tierischen Lebensmittel mit den höchsten Treibhausgas-Emissionen zuerst substituiert werden (Harwatt 2019, S. 536). Folglich würden sich die politischen Maßnahmen zunächst auf Wiederkäuerprodukte fokussieren. Erfahrungen, die bei diesen Transformationsschritten gemacht würden, könnten dann genutzt werden, um im nächsten Schritt den Konsum der Produkte mit den zweitgrößten Emissionen zu reduzieren (ebd.). Das WRI argumentiert ähnlich (WRI 2018).

Beim Ansatz, Wiederkäuer deutlich zu reduzieren, darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass diese von Dauergrünland ernährt werden können. Dieses erbringt wichtige Ökosystemdienstleistungen wie den Erhalt von Biodiversität (siehe Kapitel 5.1.5) und steht kaum in Nahrungskonkurrenz zum Menschen, anders als Ackerflächen, auf denen Futtermittel angebaut werden. Solche eher indirekten Auswirkungen von tierischen Produkten sind bisher weniger gut untersucht als die direkten Effekte (vor allem Treibhausgase, Agrarfläche und Wassernutzung; Garnett et al. 2015). Außerdem ist das Produkt Milch der wesentliche Treiber der Rinderhaltung in Deutschland. Bisher ernähren sich die Deutschen bei Milchprodukten ungefähr so wie es die DGE empfiehlt (siehe Kapitel 2.3.1). Um ein genaues Reduktionsziel für Wiederkäuer (in Deutschland vor allem Rinder) festlegen zu können, gilt es daher die nationalen Ernährungsrichtlinien zu prüfen und daraufhin abzuschätzen, wie viele Rinder für die Versorgung mit Milchprodukten nötig sind.

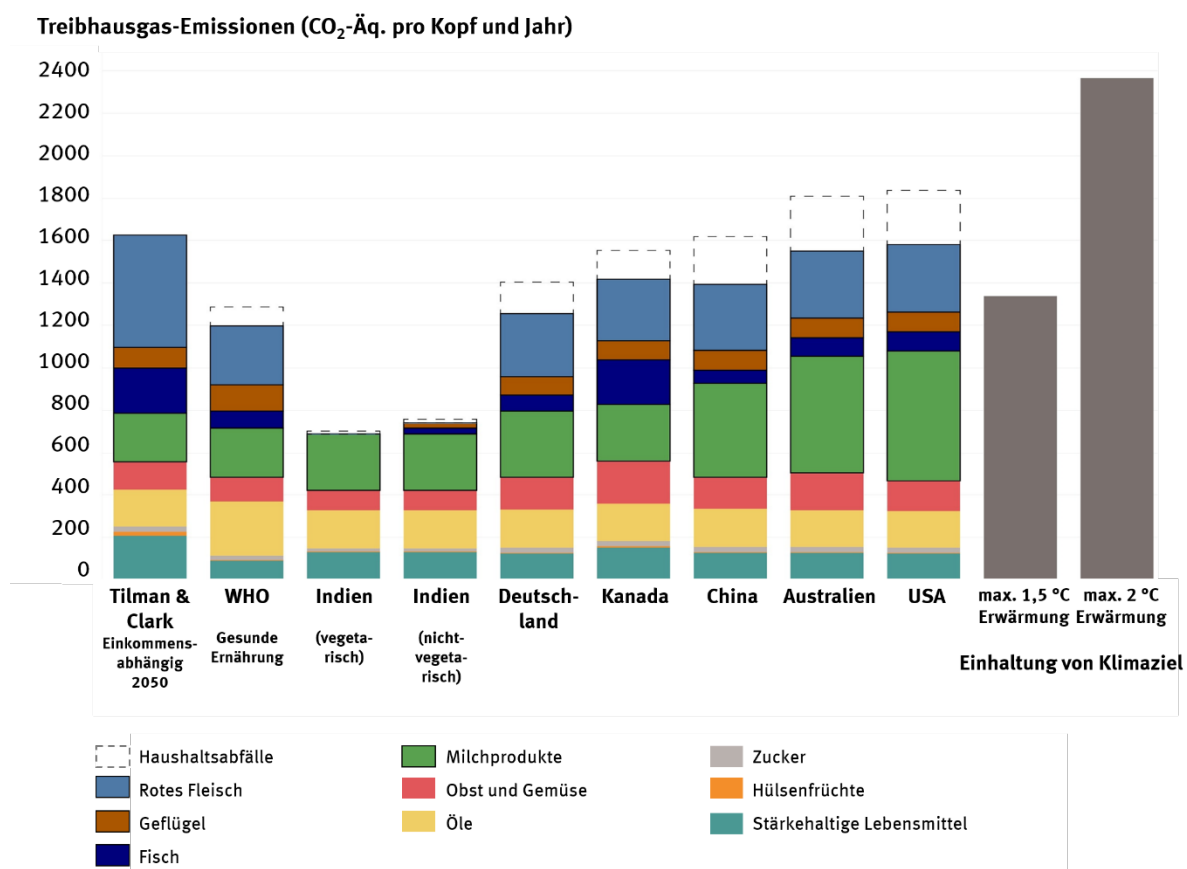
Nationale Ernährungsrichtlinien auf dem ökologischen Prüfstand

Nationale Ernährungsrichtlinien wie die der DGE sind relevant. Auch wenn ihre Orientierungswirkung für einzelne Menschen, die sich nach wie vor fleischbetont ernähren, begrenzt zu sein scheint, sind sie entscheidend für die Konzeption von Speiseplänen für die Gemeinschaftsverpflegung. Wie in den vorangegangenen Abschnitten stellenweise bereits aufgezeigt, gilt für die Länder mit hohem Durchschnittseinkommen, dass signifikante Umweltentlastungseffekte zu erwarten sind, wenn die tatsächlichen Ernährungsweisen den jeweiligen nationalen Empfehlungen entsprechen. Behrens et al. (2017) beziffern die Potenziale der ökologischen Entlastung in den Ländern mit hohem Einkommen beispielsweise auf durchschnittlich rund 25 Prozent für Treibhausgasemissionen, auf 21 Prozent für Eutrophierung und auf eine Verringerung des Flächenbedarfs um 18 Prozent. Der ökologische Entlastungseffekt bei einer Umstellung auf die jeweiligen nationalen Empfehlungen in 37 Ländern ergibt sich bei Behrens et al. (2017) zu rund 54 Prozent aus der Reduktion der Kalorienzahl und zu 46 Prozent aus der Veränderung der Zusammensetzung.

Dennoch könnten diese Entlastungen bei globaler Umsetzung der jeweiligen Ernährungsempfehlungen nicht ausreichen, um die Ernährung innerhalb der globalen ökologischen Grenzen zu realisieren. Eine Modellrechnung von Springmann et al. (2020) kam zum Ergebnis, dass die meisten (67 bis 87 Prozent) der untersuchten Richtlinien nicht kompatibel mit dem Pariser Klimaziel und anderen Umweltzielen sind. Es wird beispielsweise diskutiert, ob Länder mit relativ hohen Empfehlungen für den Milchkonsum diese senken sollten

(Behrens et al. 2017). Auch eine Ernährungsweise nach den Empfehlungen der DGE könnte die ökologische Tragfähigkeit der Erde überschreiten, wenn sich alle Menschen weltweit danach ernähren würden. Loken et al. (2020, S.33, basierend auf den Berechnungen von Springmann) zufolge würden die ökologischen Belastungsgrenzen, die die EAT-Lancet-Kommission für das Ernährungssystem bestimmt hat, im Jahr 2050 um den Faktor 2,35 überschritten werden, wenn sich alle Menschen nach den Empfehlungen der DGE ernähren würden. Auch nach den Berechnungen von Ritchie et al. (2018a) würde eine Ernährung nach den DGE-Empfehlungen das für das 1,5 Grad-Ziel insgesamt pro Kopf zur Verfügung stehende Treibhausgasbudget vollständig ausschöpfen und bei Berücksichtigung der Lebensmittelverschwendung dieses sogar überschreiten, ohne dass Emissionen jenseits der Ernährung berücksichtigt werden (Abbildung 25).

Abbildung 25: Vergleich der pro Kopf-Treibhausgas-Emissionen verschiedener nationaler Ernährungsempfehlungen



Anmerkung: Der Ernährungsstil „Tilman & Clark Einkommensabhängig 2050“ ist entnommen aus Tilman und Clark 2014
 Quelle: verändert nach Ritchie et al. 2018a, S. 50

Daher besteht Forschungsbedarf, um den Wissensstand darüber, ob die DGE-Empfehlungen mit globalen ökologischen Belastungsgrenzen und insbesondere dem Pariser Klimaziel kompatibel sind, zu verbessern. Erhärtet sich der Verdacht, dass dies nicht der Fall ist, sollten die DGE-Empfehlungen überprüft und weiterentwickelt werden, um Umwelt- und Klimaschutzaspekte besser in die Ernährungsempfehlungen zu integrieren. Die im folgenden Abschnitt vorgestellte Planetary Health Diet der EAT-Lancet-Kommission zeigt auf, dass im Rahmen einer gesunden Ernährungsform mehr Klimaschutz möglich ist.

Planetary Health Diet der EAT-Lancet-Kommission

Nach derzeitigen Prognosen ist ein Anstieg der Weltbevölkerung auf rund 10 Milliarden Menschen bis zur Mitte des Jahrhunderts wahrscheinlich. Gleichzeitig werden bereits heute ökologische planetare Belastungsgrenzen überschritten, woran die Landwirtschaft einen maßgeblichen Anteil hat (siehe Kapitel 5.1.1). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob es überhaupt möglich ist, die im Jahr 2050 lebenden 10 Milliarden Menschen gesund und im Rahmen der planetaren Belastungsgrenzen zu ernähren. Mit dieser Frage befasste sich die EAT-Lancet Kommission, in der 37 Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler aus 16 Ländern unter dem Vorsitz von Walter Willett und Johann Rockström zusammenarbeiteten. Die Kommission entwickelte die sogenannte Planetary Health Diet (PHD), die sich den Berechnungen der Kommission zufolge für alle 10 Milliarden Menschen im Rahmen der Obergrenzen für die ökologische Belastung durch das globale Ernährungssystem realisieren ließe, sofern die Effizienzpotenziale in der Produktion ausgeschöpft und Lebensmittelabfälle und -verschwendung halbiert werden (Willett et al. 2019)¹⁶. Ein Kernelement der Empfehlungen ist der sehr geringe Gehalt an tierischen Lebensmitteln, was auch als flexitarische Ernährungsweise bezeichnet wird. Für rotes Fleisch (Rind, Schwein und Schaf) sieht die PHD einen durchschnittlichen Konsum von insgesamt 14 Gramm pro Tag vor, für Geflügel 29 Gramm pro Tag und für Milchprodukte insgesamt etwa 250 Gramm pro Tag.

Im Groben stimmen die Empfehlungen der DGE mit denen der EAT Lancet-Kommission überein (DGE 2019b, c). Im Detail enthalten sie jedoch Differenzen, die die unterschiedlichen ökologischen Auswirkungen erklären. Beispielsweise entspricht der obere Maximalwert der DGE-Empfehlungen zum Fleischverzehr einer Halbierung des heutigen Konsums von ungefähr 60 Kilogramm auf 30 Kilogramm pro Jahr, während der Orientierungswert der PHD mit 15 Kilogramm pro Jahr ein Viertel des aktuellen Konsumniveaus und die untere Maximalempfehlung der DGE-Empfehlung darstellt. Auch bei der Milch liegt die empfohlene Verzehrmenge mit insgesamt 91 Kilogramm Vollmilchäquivalenten pro Jahr unter der der DGE. Diese empfiehlt zusätzlich zu den etwa 73 Kilogramm Milch und Milchprodukten noch 20 Kilogramm Käse (mittlere Werte, DGE 2019a), für dessen Herstellung im Schnitt etwa 160 Kilogramm Milch benötigt werden (Buckwell und Nadeu 2018, S.48; Landesvereinigung Thüringer Milch e.V. o.J.).

Zusammenfassend bestehen bei der Festlegung von konkreten Reduktionszielen der Menge tierischer Produkte in den Ernährungsweisen und folglich der Nutztierbestände zahlreiche Zielkonflikte und Unsicherheiten. Daher ist es wichtig, in einem gut strukturierten Prozess Wissenslücken zu identifizieren und zu schließen und eine große Bandbreite an Expertisen einzubeziehen, um die Zielkonflikte abzuwägen und damit ein fundiertes zukunftsweisendes Reduktionsziel mit messbaren Indikatoren zu erarbeiten. Darauf aufbauend können dann Maßnahmen für die Erreichung dieses Ziels ergriffen werden.

Pflanzlicher Mindestanteil der Ernährung als Indikator für Nachhaltigkeitsstrategien

Vor dem Hintergrund, dass die Reduktion tierischer Lebensmittel in den Ernährungsweisen der Länder mit hohem Durchschnittseinkommen wichtig für die Erreichung von Klimazielen und der Verbesserung der Nachhaltigkeit des Ernährungssystems insgesamt ist, sollte in der Wissenschaft und der Politik eine Debatte darüber geführt werden, ob hierfür ein Indikator für die Nachhaltigkeitsstrategie entwickelt werden sollte. Ein Indikator zum pflanzlichen Anteil der Ernährung könnte helfen, analog etwa zu dem aggregierten Ziel für den Anteil der erneuerbaren Energien am Energiesystem, die politische Kommunikation des Ziels zu vereinfachen, Strategien zu konzipieren und Fortschritte zu beobachten. Je nach Konzeption des Indikators könnte er für

¹⁶ Eine komprimierte und grafisch aufbereitete Zusammenfassung findet sich unter: <https://eatforum.org/eat-lancet-commission/eat-lancet-commission-summary-report/> (Stand: 04.02.2021)

unterschiedliche Ebenen und Kontexte genutzt werden, idealerweise bis auf die Ebene von Kantinen und Individuen.

5.3.4. Ökonomische Instrumente als Teil eines Instrumentenpakets

Für die Konzeption politischer Strategien zur Verbesserung des Ernährungssystems im Hinblick auf Nachhaltigkeitsziele steht ein breites Repertoire unterschiedlicher politischer Instrumente und Ansatzpunkte zur Verfügung. Diese reichen in ihrer Eingriffstiefe von einer Entscheidungsunterstützung bis hin zu Entscheidungseinschränkungen (WBAE 2020, S. 385; Willett et al. 2019, S. 478). Diese Instrumente gilt es zu einem Paket so zu kombinieren, dass sie das Ziel sicher erreichen und eventuelle unerwünschte Nebenwirkungen abfedern. Das UBA hat insbesondere zu den ökonomischen Instrumenten Vorschläge erarbeitet, die sowohl beim Konsum als auch in der Produktion ansetzen und im Folgenden erläutert werden. Aktuell wirken einige finanzielle Anreizstrukturen kontraproduktiv – wie zum Beispiel der reduzierte Mehrwertsteuersatz auf tierische Produkte oder andere umweltschädliche Subventionen. Hier gilt es umzusteuern.

Regulärer Mehrwertsteuersatz auf tierische Lebensmittel

Die Mehrwertsteuer stellt neben der Lohnsteuer die wichtigste Einnahmequelle des Staates dar und betrug 2019 rund 183 Milliarden Euro (Bundesfinanzministerium (BMF) 2020). Fleisch- und Milchprodukte unterliegen – wie alle Nahrungsmittel – in Deutschland dem reduzierten Mehrwertsteuersatz von 7 Prozent. Auch für Futtermittel, Druckerzeugnisse und den Nahverkehr gilt der reduzierte Steuersatz. Grund für diese Steuerermäßigung von Produktgruppen sind sozial-, kultur- und bildungspolitische Ziele. Diese Ermäßigung gegenüber dem regulären Satz von 19 Prozent stellt eine Subvention der entsprechenden Produktgruppen dar. Aufgrund der in Kapitel 3 beschriebenen Umweltschäden, die mit der Tierproduktion einhergehen, kann die Mehrwertsteuerermäßigung auf Fleisch- und Milchprodukte als umweltschädliche Subvention bezeichnet werden (UBA 2017e, S. 66f.). Für tierische Produkte beträgt diese Subvention nach vorliegenden Schätzungen circa 5,2 Milliarden Euro (berechnet nach Daten aus WBAE und WBE 2016, S. 99, basierend auf Grundlage der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe des Statistischen Bundesamtes 2008, ohne Außer-Haus-Verzehr). Davon geht die Hälfte auf Fleisch und Fleischwaren zurück. Alleine durch eine Erhebung des allgemeinen Mehrwertsteuersatzes auf tierische Produkte stünden – je nach Veränderung der Nachfrage durch den höheren Steuersatz – Mittel in Höhe von bis zu 5 Milliarden Euro zur Verfügung. Die Verteuerung tierischer Nahrungsmittel durch den vollen Mehrwertsteuersatz wäre ein wichtiges Signal an Verbraucherinnen und Verbraucher, weniger tierische Produkte zu konsumieren und diese durch pflanzliche Produkte zu substituieren (UBA 2013b). Auch der SRU sowie der WBAE empfehlen daher, den reduzierten Mehrwertsteuersatz auf tierische Produkte abzuschaffen (SRU 2012, S. 118, 2015, S. 384; WBAE und WBE 2016; WBAE 2020, S. xiii).

Um Belastungen der unteren Einkommensschichten zu verhindern, könnten die Mehreinnahmen genutzt werden, diese Maßnahme sozialpolitisch zu flankieren. Dies kann zielgenau über die steuerliche Entlastung von Geringverdienenden geschehen. Möglich wäre aber auch, die zusätzlichen Steuereinnahmen zu verwenden, um den reduzierten Mehrwertsteuersatz auf andere ermäßigte Produktgruppen pauschal weiter zu senken. Dies würde dazu führen, dass Lebensmittel auf pflanzlicher Basis, aber auch Druckerzeugnisse und der öffentliche Personennahverkehr, geringer besteuert würden.

Weitere umweltschädliche Subventionen reformieren

Deutschland subventioniert nicht nur den Konsum, sondern auch die Produktion von landwirtschaftlichen Produkten. Diese umweltschädlichen Subventionen für die Landwirtschaft betreffen direkt oder indirekt auch die Nutztierhaltung. Die umweltschädlichen Subventionen

belasten den Staatshaushalt dreifach: 1. durch Mehrausgaben oder Mindereinnahmen, 2. durch die Beseitigung von Umweltschäden und 3. durch die größeren Anstrengungen, die für die Förderung von umweltfreundlicher Landwirtschaft notwendig sind.

Die Steuervergütung für Agrardiesel begünstigt landwirtschaftliche Betriebe allgemein, so dass nutztierhaltende Betriebe wie alle anderen Betriebe davon profitieren. Sie führt für den Dieselkraftstoff in der Land- und Forstwirtschaft zu einem ermäßigten Steuersatz in Höhe von 25,56 Cent pro Liter. Durch die Begünstigung sinken Anreize für einen effizienten Einsatz des Kraftstoffes, was aus Umwelt- und Klimaschutzsicht negativ zu bewerten ist und daher kein adäquates Mittel zur Stützung der Land- und Forstwirtschaft darstellt. In Anbetracht der Ackerflächen, auf denen in Deutschland Futtermittel angebaut werden, profitiert die Nutztierhaltung zudem auf indirektem Wege. Die Steuerentlastung für Agrardiesel sollte daher abgeschafft werden. Die zusätzlich entstehenden Steuereinnahmen ließen sich für Agrar-Umweltprogramme verwenden und könnten somit weitgehend im Landwirtschaftssektor verbleiben.

Die Befreiung landwirtschaftlicher Fahrzeuge von der Kraftfahrzeugsteuer datiert aus dem Jahr 1922 und diente der Förderung der Motorisierung in der Land- und Forstwirtschaft. Diese Zielsetzung ist mittlerweile überholt. Die Subvention ist darüber hinaus umweltschädlich, da sie den Trend zu immer schwereren Maschinen in der Landwirtschaft unterstützt. Sie führen zu vermehrter Schädigung landwirtschaftlicher Böden. Hier gilt ebenfalls, dass die Nutztierhaltung sowohl direkt als auch indirekt – über den Futtermittelanbau in Deutschland – profitiert. Zudem knüpft die Förderung der Landwirtschaft ebenfalls an der falschen Stelle an. Alternativ könnte man die Gelder zur Stärkung der ländlichen Entwicklung oder Honorierung ökologischer Leistungen nutzen.

Gemeinsame Agrarpolitik der EU neu ausrichten

Die GAP gehört seit den Anfängen der EU zu einem der am stärksten vergemeinschafteten und finanziell am besten ausgestatteten Politikbereiche. Mit knapp 40 Prozent des gesamten EU-Budgets nimmt die Agrarförderung den größten Ausgabenblock des EU-Haushalts ein. Insgesamt stehen für die Agrarförderung in Deutschland von 2014 bis 2020 jährlich rund 6,2 Milliarden Euro an EU-Mitteln zur Verfügung.

Gegenwärtig ist die EU-Agrarförderung auf zwei „Säulen“ verteilt. Aus der ersten Säule werden vor allem die von der Produktion entkoppelten, flächengebundenen Direktzahlungen finanziert. Das bedeutet, dass landwirtschaftliche Betriebe Anspruch auf eine pauschale Prämie je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche haben. Gekoppelt sind diese Gelder an die Einhaltung von Mindeststandards in den Bereichen Umweltschutz, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und Tierschutz. Damit werden Umweltprobleme durch die erste Säule nicht ausreichend adressiert. Von Direktzahlungen der gemeinsamen Agrarpolitik profitieren besonders Betriebe mit viel Fläche, so dass in der Tendenz Betriebe mit intensiver Nutztierhaltung weniger stark begünstigt sind als Ackerbaubetriebe. Die in der EU produzierten Futtermittel jedoch profitieren von den flächenbezogenen Direktzahlungen und begünstigen auf diese Weise die Nutztierhaltung.

Die zweite Säule umfasst gezielte Förderprogramme für die nachhaltige und umweltschonende Bewirtschaftung und die ländliche Entwicklung. Dazu zählen unter anderem freiwillige Maßnahmen wie die Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen, die Förderung des ökologischen Landbaus und Ausgleichszulagen für naturbedingt benachteiligte Gebiete. Maßnahmen der zweiten Säule können also zielorientiert zum Umweltschutz beitragen.

In der nächsten GAP-Periode haben die Mitgliedsstaaten viel Gestaltungsspielraum, die Mittel nach dem Prinzip „öffentliches Geld für öffentliche Güter“ zu verwenden. Allerdings wird dies

von Seiten der EU nicht durch ambitionierte Mindeststandards und Vorgaben verpflichtend eingefordert. Die kommende GAP sollte in Deutschland für eine Umstellung weg von pauschalen flächegebundenen Direktzahlungen hin zu einer Entlohnung von Gemeinwohlleistungen wie Umwelt- und Klimaschutz genutzt werden. So kann sich mehr Umwelt- und Klimaschutz auch für Betriebe in landwirtschaftlichen Intensivregionen spürbar finanziell lohnen. Hierfür ist es sinnvoll, schrittweise eine möglichst hohe Umschichtung von der ersten in die zweite Säule zu erreichen und dieses Geld für Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen zu nutzen. Darüber hinaus ist es wichtig, das neue Instrument in der GAP-Architektur, die „Eco-Schemes“, mit einem steigenden Budget auszustatten. Denn die Eco-Schemes können als Umwelt- und Klimamaßnahmen in der ersten Säule neben den bekannten AUKM der zweiten Säule eine wichtige Rolle für die Umstrukturierung der Agrarförderung spielen.

Bei einer Neugestaltung der GAP gibt es verschiedene Ansatzpunkte, die eine Verringerung der Nutztierproduktion unterstützen können:

- ▶ *Mindeststandards: Eine Flächenbindung auf Betriebsebene sollte Voraussetzung für die GAP-Förderung sein.* Förderfähig sollten lediglich Betriebe sein, die den gesamten anfallenden Wirtschaftsdünger ihres Tierbestands innerhalb der gesetzlich vorgegebenen Höchstmengen für Stickstoff auf eigenen Flächen ausbringen können (siehe Kapitel 4.1.3). Damit setzt die GAP Anreize, die Nutztierproduktion zu reduzieren und Stoffkreisläufe zu schließen. Die bereits heute bestehende Förderung von ökologisch wirtschaftenden Betrieben unterstützt eine Bindung an die Fläche: einige ökologische Anbauverbände erlauben maximal 112 Kilogramm Gesamtstickstoffdüngermenge pro Hektar und Jahr.
- ▶ *Eco-Schemes: GAP-Zahlungen sollten zudem an die betriebliche Gesamtbilanz von Stickstoff und Phosphor gebunden sein.* Das neue Düngerecht in Deutschland fordert für fast alle landwirtschaftlichen Betriebe ab 2023 die verpflichtende Erstellung einer Stoffstrombilanz. Darin muss genau dargestellt werden, wie viele Nährstoffe in den Betrieb gehen und wie viele ihn wieder verlassen. Da bereits im Ordnungsrecht eine Stoffstrombilanz vorgeschrieben ist beziehungsweise zukünftig vorgeschrieben sein wird, können diese Daten problemlos für Subventionszahlungen herangezogen werden und der zusätzliche bürokratische Aufwand wäre minimal. Es müssten keine zusätzlichen Daten erhoben werden. Es ist gut möglich über ein Eco-Scheme Betriebe zu honorieren, die unterhalb des gesetzlich vorgesehenen Überschusses wirtschaften (siehe Kapitel 4.1.1).
- ▶ *Agrarumwelt- und Klimaverpflichtungen: Die GAP sollte ökologisch besonders wertvolles Grünland stärker fördern (siehe Kapitel 5.1.5).* Hierfür kann auf bereits etablierte Programme in der zweiten Säule zurückgegriffen werden.

Generell sollten bestehende Subventionen regelmäßig überprüft und bewertet werden. Bei möglichen Fehlentwicklungen wie Schaffung von Überkapazitäten kann auf diese Weise gegengesteuert werden.

5.3.5. Nischenförderung

In der Transformationsforschung wird auf die Bedeutung von Innovationen für das Zustandekommen weitreichender und tiefgreifender gesellschaftlicher Veränderungen, wie es die Reduktion des Anteils der Nutztiere im Ernährungssystem ist, verwiesen. In sogenannten Nischen werden unter anderem innovative Techniken, Produkte und Praktiken entwickelt, erprobt und verbessert (Geels und Schot 2007, WBGU 2011, UBA 2017g). Dabei sind

Nischeninnovationen nicht in jeden Fall geeignete Alternativen oder Verbesserungen im Sinne der Nachhaltigkeit und manche können sogar nicht-nachhaltige Technologien und Praktiken durch schrittweise Verbesserungen stabilisieren (Westley et al. 2011, S. 763f.). Es ist jedoch vorab schwer zu bestimmen, welche Nischeninnovationen die gesellschaftlichen Bedürfnisse am besten erfüllen, denn typischerweise entwickeln sie sich im Ausbreitungsprozess im Austausch mit den gesellschaftlichen Akteurinnen und Akteuren in kaum vorhersagbarer Weise weiter. Daher sollte Nachhaltigkeitspolitik die Bedingungen für die Entstehung von Nischen verbessern, sie systematisch beobachten und bestimmte Nischen gezielt fördern, wenn diese einen besonderen Beitrag zur Nachhaltigkeit erwarten lassen.

Darüber hinaus wird in den letzten Jahren zunehmend betont, dass neben der Innovationsförderung ebenso gezielte Exnovationsstrategien erforderlich sein können. Darunter versteht man das bewusste Abschaffen oder Beenden von nicht-nachhaltigen Strukturen, Techniken, Produkten und Praktiken. Andernfalls besteht die Gefahr, dass die Innovationen das bestehende Nicht-Nachhaltige nicht ersetzen, sondern lediglich ergänzen (Eichhorn et al. 2019; Wolff et al. 2018; Schrode et al. (in Vorbereitung)).

Im Ernährungssystem sind in den letzten Jahren, teilweise direkt in Reaktion auf die ökologischen Missstände, vielfältige Nischenaktivitäten entstanden (Haack et al. 2020; Engelhardt et al. 2020). Viele dieser Alternativen erkunden die Praktikabilität von Produkten, Praktiken und Techniken für eine Ernährungsweise mit weniger Nutztieren. Hierzu gehören insbesondere die vielen Forschungsgruppen und Unternehmen, die an alternativen Proteinquellen forschen, Köche und Köchinnen, die das Wissen über die Zubereitung von schmackhaften pflanzlichen Gerichten insbesondere für die Gemeinschaftsverpflegung verbreiten, aber auch Landwirtschaftsbetriebe, die die Möglichkeiten erkunden, die Bodenfruchtbarkeit mit organischen Methoden ohne tierische Inputs zu erhalten. Sie tragen dazu bei, den Umstieg auf pflanzenbasierte Ernährungsweisen zu vereinfachen und attraktiver zu machen.

Hervorzuheben sind hierbei auch das Engagement und die Erfolge einiger Kommunen. Als ein Vorbild in Sachen kommunaler Ernährungspolitik kann die belgische Stadt Ghent gelten (Sustain Europe 2020; Local Governments for Sustainability (ICLEI) o.J.).

Alternative Proteinquellen

Derzeit stammt ein beträchtlicher Teil des verzehrten Proteins aus tierischen Lebensmitteln, im globalen Durchschnitt etwa ein Drittel (Steinfeld et al. 2006). Die Ernährungsveränderungen hin zu stärker pflanzenbasierten Ernährungsweisen wird daher auch als *protein transition* bezeichnet. Die Suche nach alternativen, umweltverträglicheren Proteinen hat bereits eine große Dynamik in der Forschung und Entwicklung in verschiedenste Richtungen ausgelöst. Diese Produkte haben das Potenzial, die mit der Herstellung tierischer Lebensmittel einhergehenden Umweltschäden zu reduzieren. Hierzu gehören unter anderem:

- ▶ Die Wiederentdeckung und Weiterentwicklung von historisch oder in anderen Kulturkreisen bekannten pflanzlichen Proteinquellen wie Hülsenfrüchte, insbesondere Süßlupinen und Soja
- ▶ Aus pflanzlichen Rohstoffen hergestellte Milch- und Fleischersatzprodukte wie beispielsweise Sojamilch oder pflanzlicher Fleischersatz (Godfray und Oxford Martin School 2019; Nadathur et al. 2017)
- ▶ Algen wie *Spirulina*

- ▶ Mykoprotein, das aus einem Pilz hergestellt wird (Ritchie et al. 2018b)
- ▶ Die Wasserlinse (Wageningen University & Research 2019)
- ▶ Alternative Proteinquellen tierischen Ursprungs wie Insekten (van Huis et al. 2013)
- ▶ Zelluläre Landwirtschaft: sogenanntes In-Vitro-Fleisch beziehungsweise Milch, Fisch und Eier, die aus Zellkulturen im Labor stammen

In einer Abschätzung schneidet pflanzlicher Fleischersatz hinsichtlich der Umweltwirkungen voraussichtlich besser ab als In-Vitro-Fleisch und Nahrungsmittel mit Insekten (Jetzke et al. 2020), wobei insbesondere die Einschätzung der Umweltwirkungen von In-Vitro-Fleisch mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Auch wenn der Absatz von Fleischersatzprodukten deutlich wächst, ist der Anteil am Markt in Relation zu Fleisch noch marginal (Ritchie et al. 2018b; Jetzke et al. 2020;). Eine wesentliche Hürde ist der deutlich höhere Preis der Fleischersatzprodukte. Ritchie et al. (2018b) ermittelten für Länder mit hohem Durchschnittseinkommen insgesamt ein Potenzial von bis zu 583 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente, deren Emission vermieden werden könnten und darüber hinaus 52.700 vorzeitige Tode jährlich, die vermieden werden könnten, wenn es gelänge, den Preis von Fleischersatz auf Basis von Mykoprotein deutlich zu reduzieren und die gesellschaftliche Akzeptanz zu verbessern.

Exkurs: Zelluläre Landwirtschaft

In der zellulären Landwirtschaft werden tierische Produkte in Zellkulturen, ohne Verwendung lebender Tiere, hergestellt. Dabei kommen Methoden der Molekularbiologie, Biotechnologie, Gentechnik und des Tissue Engineering (Züchtung von Gewebe) zum Einsatz. In-Vitro- oder Kulturfleisch wird in Bioreaktoren durch die Vermehrung von Muskelstammzellen in einem Nährmedium gewonnen. Darüber hinaus gibt es andere Verfahren zur Herstellung von In-Vitro-Fleisch, die Entnahme von Stammzellen gilt jedoch als das vielversprechendste (Mattick et al. 2015, S. 250). Das Verfahren wurde zur Gewinnung von Gewebe für medizinische Transplantationen entwickelt. In-Vitro-Fleisch wird als technische Lösung für mehrere Probleme der konventionellen Nutztierhaltung diskutiert. Dies sind das Tierwohl, die Umweltbelastung durch die Produktion, der gesundheitliche Wert und die Lebensmittelsicherheit für den Menschen. Bezüglich des genauen Lösungspotenzials bestehen noch große Unsicherheiten.

Als potenziell tierfreundliche Fleischproduktion gilt das Verfahren, weil den genutzten Tieren nur einzelne Muskelzellen entnommen werden, anstelle diese zu töten, und wesentlich mehr Fleisch von einem Tier produziert werden kann als auf dem konventionellen Produktionsweg. So werden insgesamt sehr viel weniger Tiere benötigt (Rorheim et al. 2016, S. 4). Bhat et al. (2015, S. 241) sprechen daher von „tierfreiem Fleisch“.

Bezüglich des genauen Ressourcenaufwands und der ökologischen Folgen der In-Vitro-Fleisch-Produktion existieren noch große Unsicherheiten und Kontroversen. Zwar wurden erste Lebenszyklusanalysen vorgenommen (zum Beispiel Tuomisto und de Mattos 2011, Tuomisto et al. 2014), die jedoch viele Annahmen bezüglich der verwendeten Ressourcen treffen müssen (Böhm et al. 2017, S. 7). Sie gleichen daher eher möglichen Szenarien als Prognosen (Mattick et al. 2015, S. 250). Die größten Unsicherheiten stellen das Design des Bioreaktors und die Zusammensetzung der Nährlösung dar (Tuomisto et al. 2014, S. 1365). Die ersten Untersuchungen gehen davon aus, dass vor allem im Vergleich zur konventionellen Rindfleischproduktion weniger Land und Wasser benötigt und weniger Treibhausgase emittiert würden (Bhat et al. 2015, S. 243; Böhm et al. 2017, S. 7). Dabei könnte die Umweltbilanz von In-

Vitro-Fleisch noch besser ausfallen, wenn davon ausgegangen wird, dass die Flächen, die nicht mehr für die Fleischproduktion benötigt werden würden, in Flächen mit hohem ökologischen Wert umgewandelt werden (Tuomisto et al. 2014, S. 1365).

Die Herstellung von In-Vitro-Fleisch ist bisher nicht im großen Maßstab realisiert und es existieren noch diverse Hürden und Defizite, die zu beheben sich die gegenwärtige Forschung bemüht. Dies sind unter anderem die Kultivierung in Tierblutserum-freien Nährmedien, die derzeit noch zu hohen Produktionskosten und die Frage, inwieweit die Menschen bereit sind, herkömmliches Fleisch durch In-Vitro-Fleisch zu ersetzen (Mattick et al. 2015, S. 250; Böhm et al. 2017, S. 4f).

Dass das Verfahren grundsätzlich funktioniert, wurde jedoch bereits bewiesen. So wurde 2013 mit großer Medienpräsenz der erste aus Rinderstammzellen gezüchtete Burger verkostet, der mit einem an der Universität Maastricht hergestelltem Verfahren produziert wurde. 2016 folgten die ersten In-Vitro-Fleischbällchen, die vom US-amerikanischen Unternehmen Memphis Meat produziert worden waren (Böhm et al. 2017, S. 4). Inzwischen gibt es auch In-vitro-Hähnchenfleisch in einem Restaurant in Israel zu verkosten (PM 30.10.2020).

Auch Milch wird als In-vitro-Produkt entwickelt. Dafür wurden Pilzzellen gentechnisch so verändert, dass sie Milchproteine synthetisieren. Milchprodukte wie Eiscreme, die aus diesen bestehen, sind bereits auf dem US-Markt verfügbar (Knieps 2019).

Es ist anzunehmen, dass eine Ausbreitung des Konsums von In-Vitro-Fleisch und -Milch weitreichende ökologische, ökonomische und kulturelle Folgen, darunter auch unvorhersehbare und nicht-intendierte Konsequenzen, hätte. Daher sollte dessen Weiterentwicklung und Markteinführung durch kritische Forschung und öffentliche Diskussionen begleitet werden (Mattick et al. 2015, S. 250; Böhm et al. 2017, S. 19).

Gesellschaftliche Initiativen

Wie in Kapitel 5.4.2 erwähnt, ist die Reduktion tierischer Lebensmittel eine politische Aufgabe, die häufig auf gesellschaftliche Ablehnung stößt. Bei einem Teil der Menschen, die ernährungs*politische* Interventionen ablehnen, könnte der Grund die grundsätzliche Auffassung sein, dass dies keine staatliche Aufgabe sei, oder an einem grundsätzlichen Misstrauen gegenüber Politikerinnen und Politikern und politischem Handeln im engeren Sinne liegen. Unter anderem in Bezug auf diese Gruppe könnten zivilgesellschaftliche Aktivitäten einen wertvollen Beitrag liefern, weil sie vielleicht eher Gehör finden. Godfray et al. (2018) konstatieren, dass die Geschichte zeigt, dass die Änderung des Essverhaltens sehr langsam auf Interventionen reagiert, gleichwohl können soziale Normen sich verändern und koordinierte Bemühungen von Zivilgesellschaft, Gesundheitsorganisationen und Staat diesen Prozess unterstützen. Je stärker die Veränderungsdynamik in der Gesellschaft selbst ist, desto eher kann die Politik lediglich unterstützend wirken und auf stärkere Restriktionen verzichten.

In welcher Form die jeweilige Initiative unterstützt werden sollte, hängt von der Art der Initiative und dem Kontext ab. Auch wertschätzende Kommunikation, Bekanntmachungen und Einbeziehung in politische Prozesse können die Wirkung solcher Initiativen verbessern und ihre Akteure motivieren. Die Nachhaltigkeitspolitik sollte intensiv Wege und Mittel erkunden und nutzen, um die Wirkung von Initiativen zu verstärken, die pflanzenbasierte Ernährungsweisen fördern, wie die internationalen Kampagnen „Meatless Monday“ (deutsch: „Fleischfreier Montag“) und „Veganuary“ (deutsch: Kombination aus „Vegan“ und „Januar“).

6. Fazit

Die Nutztierhaltung in Deutschland hat große Auswirkungen auf das Klima und die Umwelt. Ob zu viel Stickstoff und Phosphor aus tierischen Wirtschaftsdüngern, Pflanzenschutzmittel aus dem Anbau von Futter, Tierarzneimittel und Biozide aus den Ställen oder Ammoniak in der Luft – besonders dort, wo viele Tiere gehalten werden, führt die Nutztierhaltung zu Umweltbelastungen. Insgesamt ist die Zahl an Nutztieren so hoch, dass aufgrund der emittierten Mengen an Treibhausgasen die Klimaziele der Bundesregierung nicht eingehalten werden können. Darüber hinaus verschärft die Nutztierhaltung mit ihrem großen Flächenbedarf im In- und Ausland den Nutzungsdruck auf Agrarflächen und damit einhergehend den Druck, Agrarflächen auszuweiten und den Anbau zu intensivieren. Die aktuell in Deutschland für den inländischen Konsum und den Export produzierten Mengen von Fleisch und Milch können nur mit Hilfe von Futtermittelimporten erzeugt werden.

Daher sind weitreichende Veränderungen nötig, um die Landwirtschaft und besonders die Tierhaltung ökologisch verträglich zu gestalten. Zwei Vorgehensweisen sind hierfür sinnvoll: die verfahrenstechnischen Prozesse und die Agrarstruktur optimieren sowie Produktion und Konsum tierischer Produkte verringern.

In Kapitel 4 wurden verfahrenstechnische Minderungsmaßnahmen und Maßnahmen zu einer besseren räumlichen Verteilung der Nutztiere und der Wirtschaftsdünger vorgestellt. Nicht alle sind verpflichtend und viele werden bisher nicht in ausreichendem Maße umgesetzt. Einige Maßnahmen zeichnen sich durch positive Wirkung auf mehrere Umweltschutzziele aus:

- ▶ Ackerbauliche Maßnahmen
- ▶ Verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement inklusive energetischer Verwertung von Wirtschaftsdüngern
- ▶ Flächenbindung der Nutztierhaltung
- ▶ Ökologischer Landbau
- ▶ Verbesserung von Tiergesundheit und Tierwohl

Im Bereich Nährstoffe bieten sich von staatlicher Seite Möglichkeiten, über die neue Düngegesetzgebung einzugreifen und kurzfristig entsprechende Maßnahmen umzusetzen. In ähnlicher Weise haben technische und fütterungsbezogene Maßnahmen zur Minderung von Stickstoff- und Phosphorverlusten großes Potenzial, da hier auf ein umfassendes Ordnungs- und Planungsrecht zurückgegriffen werden kann. Pflanzenschutzmittel, Tierarzneimittel und Biozide sind in ihrer Zulassung bereits reguliert. Es bestehen aber noch Möglichkeiten, eine strengere Kontrolle ihres Einsatzes über ein umfassenderes Monitoring aller Stoffe auszuüben. Eine wesentliche Verringerung von Treibhausgasen ist selbst durch ambitionierte Umsetzung der von der Bundesregierung vereinbarten verfahrenstechnischen Maßnahmen und einer besseren räumlichen Verteilung nicht möglich. Es bleibt eine Lücke zum Klimaschutzziel – hier stoßen diese Maßnahmen an ihre Grenzen.

Ferner beinhalten viele verfahrenstechnischen Maßnahmen Zielkonflikte und betriebswirtschaftliche Herausforderungen. Einige davon sind längst noch nicht praxisreif und bedürfen weiterer Forschung und Entwicklung. Selbst bei optimalem Einsatz aller verfügbaren Maßnahmen in diesem Bereich besteht die Gefahr, dass Rebound-Effekte und Verlagerungseffekte ihre Wirkung vermindern oder gar komplett kompensieren.

Vor allem aber lassen sich zwei zentrale Probleme nicht hinreichend durch die verfahrenstechnische und räumliche Optimierung der Produktion beheben: der hohe Flächenbedarf tierischer Lebensmittel sowie der im Vergleich zu pflanzlichen Lebensmitteln wesentlich höhere Beitrag zur Erwärmung des Klimas aufgrund der hohen Treibhausgas-Emissionen der Nutztierhaltung und der Zerstörung von Kohlenstoffsinken aufgrund des hohen Flächenbedarfs für Futtermittel. Daher wurde in Kapitel 5 die Reduktion der Tierhaltung und des Konsums tierischer Lebensmittel in Deutschland erörtert.

Ein wichtiger erster Schritt bei der Verringerung von Konsum und Produktion ist es, ein gemeinsames, gesellschaftlich akzeptiertes Reduktionsziel sowohl für die Tierbestände als auch im Konsum zu erarbeiten und zu debattieren. Hierzu gehört es auch, die Exportorientierung insbesondere für Schweinefleisch und Milch zu hinterfragen. Zudem müssen die nationalen Verzehrempfehlungen der DGE auf ihre ökologischen Auswirkungen hin überprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Eine wichtige Maßnahme ist zudem eine umfassende, partizipativ zu entwickelnde politische Ernährungsstrategie für die Erreichung des Reduktions- und Ernährungsziels. Um das Problembewusstsein zu schärfen und dadurch die Voraussetzung für die Zustimmung und Mitarbeit in der Bevölkerung zu verstärken, muss die Bildung zu den ökologischen Wirkungen der Ernährung verbessert werden.

Ökonomische Instrumente wie Steuern und Subventionen können dann Anstöße in Richtung einer verringerten, nachhaltigeren Produktion geben, hier vor allem durch eine umweltorientiert ausgestaltete gemeinsame Agrarpolitik der EU. Auch auf Seiten des Konsums sind ökonomische Instrumente möglich. Ein wichtiger Ansatzpunkt hierfür ist die Einführung des regulären Mehrwertsteuersatzes für tierische Produkte.

Auch gesellschaftliche Nischen, die pflanzenbasierte Ernährungs- und Produktionsweisen erkunden, sollten in die Strategie einbezogen werden. Großes Transformationspotenzial haben alternative Proteinquellen wie Algen, Pilze, Insekten oder auch die zelluläre Landwirtschaft mit nahezu komplett tierhaltungsunabhängiger Produktion von Fleisch und Milch aus dem Labor.

Eine Transformation zu einem nachhaltigeren Ernährungssystem mit geringeren Umweltauswirkungen und gesünderen, stärker pflanzenbasierten Ernährungsweisen ist ein langfristiger Prozess mit vielen Unsicherheiten und offenen Fragen. Dies betrifft beispielsweise die genaue Ausgestaltung von umwelt- und klimafreundlichen Ernährungsempfehlungen oder die Frage, welche Nutztierarten prioritär verringert werden sollten. Die aktuelle Situation erfordert jedoch ein schnelles Handeln, um die Umwelt- und Klimaziele noch einhalten zu können. Es braucht also eine Mischung von sofort wirksamen verfahrenstechnischen Maßnahmen, einer schrittweise besseren räumliche Verteilung von Nutztierbeständen und ihrer Wirtschaftsdünger sowie Maßnahmen zur Verringerung von Produktion und Konsum. Dabei ist es wichtig, dass die verschiedenen Maßnahmen gut aufeinander abgestimmt sind und sich gegenseitig ergänzen. Auch sollte der Transformationsprozess in Produktion und Konsum parallel stattfinden, um Verlagerungseffekten vorzubeugen. Letztendlich benötigt es dafür aber auch den politischen Willen, die nötigen Änderungen vorzunehmen und eine Transformation des Nutztiersektors einzuleiten.

Literaturverzeichnis

4. BImSchV - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. Mai 2017 (BGBl. I S. 1440), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 12. Januar 2021 (BGBl. I S. 69) geändert worden ist

AbwV - Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 16. Juni 2020 (BGBl. I S. 1287) geändert worden ist

Albero, B; Tadeo, JL; Escario, M; Miguel, E; Pérez, RA (2018): Persistence and availability of veterinary antibiotics in soil and soil-manure systems. *The Science of the total environment* 643, S. 1562–1570. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.314>

Aleksandrowicz, L; Green, R; Joy, EJM; Smith, P; Haines, A (2016): The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. *PLOS ONE* 11 (11), S. e0165797. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>

Amelung, W; Blume, H-P; Fleige, H; Horn, R; Kandeler, E; Kögel-Knabner, I; Kretzschmar, R; Stahr, K; Wilke, B-M (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 17. überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer Spektrum, Berlin

AMG - Arzneimittelgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. Dezember 2005 (BGBl. I S. 3394), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 1 des Gesetzes vom 25. Juni 2020 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist

Andert, S; Bürger, J; Stein, S; Gerowitt, B (2016): The influence of crop sequence on fungicide and herbicide use intensities in North German arable farming. *European Journal of Agronomy* 77, S. 81–89. doi: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.04.003>

A.T. Kearney Ltd. (2020): How Will Cultured Meat and Meat Alternatives Disrupt the Agricultural and Food Industry? *Industrial Biotechnology* 16 (5), S. 262–270. doi: <https://doi.org/10.1089/ind.2020.29227.cge>

Bailey, R; Froggatt, A; Wellesley, L (2014): Livestock – Climate Change’s Forgotten Sector. Chatham House, the Royal Institute of International Affairs. Download unter: https://catalogue.unccd.int/494_LivestockClimateChangeBaileyFroggattWellesleyFinal.pdf

Bajželj, B; Richards, KS; Allwood, JM; Smith, P; Dennis, JS; Curmi, E; Gilligan, CA (2014): Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change* 4 (10), S. 924–929. doi: <https://doi.org/10.1038/nclimate2353>

Beauchemin, KA; Ungerfeld, EM; Eckard, RJ; Wang, M (2020): Review: Fifty years of research on rumen methanogenesis: lessons learned and future challenges for mitigation. *Animal* 14, S. s2–s16. doi: 10.1017/S1751731119003100

Behrens, P; Kieft-de Jong, JC; Bosker, T; Rodrigues, JFD; de Koning, A; Tukker, A (2017): Evaluating the environmental impacts of dietary recommendations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (51), S. 13412–13417. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1711889114>

Benbrook, CM (2016): Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe* 28 (1), S. 3. doi: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>

Bergschmidt A, Lindena T, Neuenfeldt S, Tergast H (2018): Folgenabschätzung eines Verbots der ganzjährigen Anbindehaltung von Milchkühen, Thünen Working Paper 111, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig

Betz, H; Wirths, F (2009): Blauzungenkrankheit. *Der kritische Agrarbericht* 2009, S. 228–232

BfR - Bundesinstitut für Risikobewertung (Hrsg.) (2013): Antibiotikaresistenz in der Lebensmittelkette, Tagungsband zum BfR-Symposium am 11. und 12. November 2013, Berlin. Download unter:

<https://www.bfr.bund.de/cm/350/antibiotikaresistenz-in-der-lebensmittelkette-tagungsband.pdf>, Stand: 02.02.2021

BfR - Bundesinstitut für Risikobewertung (2021): Zoonosen: Gesundheitliche Bewertung. Unter: <https://www.bfr.bund.de/de/zoonosen.html>, Stand: 02.02.2021

Bhat, Z; Kumar, S; Fayaz, H (2015): In vitro meat production: Challenges and benefits over conventional meat production. Journal of Integrative Agriculture 14(2): S. 241–248. doi: [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60887-X](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60887-X)

BImSchG - Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 103 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist

Biozid-Verordnung: siehe EU-VO 528/2012

Bittman, S; Dedina, M; Howard, CM; Oenema, O; Sutton, MA (Hrsg.) (2014): Options for Ammonia Mitigation Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, Vereinigtes Königreich

Blacquièrre, T; Smagghe, G; van Gestel, CAM; Mommaerts, V (2012): Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. Ecotoxicology 21 (4), S. 973–992. doi: <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0863-x>

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020a): Futteraufkommen im WJ 2018/19 (vorläufige Zahlen). BZL-Datenzentrum. Download unter: <https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/BZL/Daten-Berichte/Futter/Futteraufkommen18-19.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020b): Ökologische Tierhaltung: Was ist erlaubt, was nicht? Download unter: https://www.oekolandbau.de/fileadmin/redaktion/dokumente/erzeuger/Richtlinienvergleich_Bioverbaende_Tier_Tabelle_27.1.2020.pdf, Stand: 02.02.2021

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020c): Versorgung mit Fleisch in Deutschland. BZL-Datenzentrum. Download unter: https://www.bzl-datenzentrum.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Tabellen/Fleischbilanz.xlsx, Stand: 02.02.2021

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020d): Versorgung mit Frischmilcherzeugnissen in Deutschland. BLZ-Datenzentrum. Download unter: https://www.bzl-datenzentrum.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Tabellen/Versorg_Frischmilcherz_2018v.xlsx, Stand: 02.02.2021

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020e): Versorgung mit Käseerzeugnissen in Deutschland. BLZ-Datenzentrum. Download unter: https://www.bzl-datenzentrum.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Tabellen/Versorg_Kaese_2018v.xlsx, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (o.J.): Kriterien des staatlichen Tierwohlkennzeichens für Schweine, Broschüre. Download unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Flyer-Poster/Tierwohlkennzeichen_Schwein_Grafiken.pdf?__blob=publicationFile&v=5, Stand: 02.02.2021

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

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2019): Landwirtschaft verstehen - Fakten und Hintergründe, Berlin

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020a): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 81. Viehbestand. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3100200-0000.xlsx>

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020b): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 12. Landwirtschaftliche Betriebe nach Größenklassen der landwirtschaftlichen Fläche. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3010100-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020c): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 84. Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3100300-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020d): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 82. Zahl der Haltungen/Betriebe mit Tieren. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3100300-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020e): Erntebericht 2020. Mengen und Preise. Download unter: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ernte-Bericht/ernte-2020.html>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020f): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 54. Betriebe und Flächen des ökologischen Landbaus. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3071610-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020g): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 87. Rinderbestände nach Nutzungsrichtung und Rinderrassen. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3100920-2019.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020h): Rinder – Welche ökonomische Bedeutung hat die Rinderhaltung? Unter: https://www.bmel.de/DE/themen/tiere/nutztiere/rinder/rinder_node.html, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020i): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 116. Produktionswert der Landwirtschaft. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3130300-2019.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020j): Statistik und Berichte, Ernährung, Fischerei, Versorgungsbilanzen Milch und Milcherzeugnisse. Unter: <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung-fischerei/versorgungsbilanzen/milch-und-milcherzeugnisse/>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020k): Statistik und Berichte, Tabellen zur Ernährung und Fischerei, 207. Versorgung mit Eiern. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-4071600-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2020m): Statistik und Berichte, Versorgungsbilanz Eier. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/MBT-0203330-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020n): Statistischer Monatsbericht, Kap. A Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2018. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/MBT-0111260-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020o): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, Umrechnungsschlüssel zur Ermittlung der Großvieheinheiten. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3100100-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020p): Statistik und Berichte, Tabellen zur Landwirtschaft, 47. Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Kulturarten. Download unter: <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/SJT-3070400-0000.xlsx>, Stand: 02.02.2021

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft; BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2016): Ackerbohne, Erbse & Co. Die Eiweißpflanzenstrategie des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft zur Förderung des Leguminosenanbaus in Deutschland. Berlin.

BMF - Bundesfinanzministerium (2020): Steuereinnahmen (ohne reine Gemeindesteuern) - Bundesgebiet insgesamt - nach Steuerarten. Kalenderjahr 2019. Download unter: https://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Steuern/Steuerschaetzungen_und_Steuereinnahmen/2020-01-31-steuereinnahmen-kalenderjahr-2019.pdf?__blob=publicationFile&v=5, Stand: 02.02.2021

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (o.J.): Planetare Belastbarkeitsgrenzen. Unter: <https://www.bmu.de/WS4559>, Stand: 04.02.2021

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hrsg.) (2016): Klimaschutzplan 2050 - Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung, Berlin

Böhm, I; Ferrari, A; Woll, S (2017): In-Vitro-Fleisch - Eine technische Vision zur Lösung der Probleme des heutigen Fleischkonsums? Forschungsbericht/Preprint. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) am Karlsruher Institut für Technologie. Karlsruhe. doi: <https://doi.org/10.5445/IR/1000076735>

Brot für die Welt (Hrsg.) (2017): Das globale Huhn. Die Folgen unserer Lust auf Fleisch. ImFokus 01/2017, Download unter: https://www.brot-fuer-die-welt.de/fileadmin/mediapool/2_Downloads/Fachinformationen/Sonstiges/ImFokus_Das_globale_Huhn.pdf

Bryngelsson, D; Wirsenius, S; Hedenus, F; Sonesson, U (2016): How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. Food Policy (59), S. 152–164. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.12.012>

BT-Drs. 19/14975 (11.11.2019): Gesetzentwurf der Bundesregierung, Entwurf eines Gesetzes zur Einführung und Verwendung eines Tierwohlkennzeichens (Tierwohlkennzeichengesetz - TierWKG)

Buckwell, A; Nadeu, E (2018): What is the Safe Operating Space for EU livestock? RISE Foundation, Brüssel. Download unter: https://risefoundation.eu/wp-content/uploads/2020/07/2018_RISE_Livestock_Full.pdf

Buffet-Bataillon, S; Tattevin, P; Maillard, J-Y; Bonnaure-Mallet, M; Jolivet-Gougeon, A (2016): Efflux pump induction by quaternary ammonium compounds and fluoroquinolone resistance in bacteria. Future microbiology 11 (1), S. 81–92. doi: <https://doi.org/10.2217/fmb.15.131>

Bundesregierung (2018): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Stand: 15. Oktober 2018, Beschluss des Bundeskabinetts vom 7. November 2018, Berlin

Bundesregierung (2015): DART 2020 - Antibiotika-Resistenzen bekämpfen zum Wohl von Mensch und Tier. Beschluss des Bundeskabinetts vom 13. Mai 2015, Berlin

Bundesregierung (2019a): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050, Berlin

Bundesregierung (2019b): Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland. Beschluss des Bundeskabinetts vom 22. Mai 2019. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/nlrp2019>, Stand: 03.02.2021

Bürgi, D; Knechtenhofer, L; Meier, I; Giger, W (2009): Priorisierung von bioziden Wirkstoffen aufgrund der potenziellen Gefährdung schweizerischer Oberflächengewässer. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 21 (1), S. 16–26. doi: <https://doi.org/10.1007/s12302-008-0032-2>

Burkhardt, M; Dietschweiler, C; Kupper, T (2016): Biozidprodukte - Eintrag in Gewässer. Aqua & Gas (4), S. 46–54, doi: <https://doi.org/10.24451/arbor.7098>

BVL - Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2020a): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland, Ergebnisse der Meldung gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2018. Unter:

https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/meld_par_64_2018.pdf?__blob=publicationFile&v=3, Stand: 02.02.2021

BVL - Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2020b): Pressemitteilung vom 29.07.2020: Abgabe an Antibiotika in der Tiermedizin sinkt weiter. Download unter:

https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/05_tierarzneimittel/2020/2020_07_29_PI_Antibiotikaabgabe.html, Stand: 02.02.2021

Campbell, BM; Beare, DJ; Bennett, EM; Hall-Spencer, JM; Ingram, JSI; Jaramillo, F; Ortiz, R; Ramankutty, N; Sayer, JA; Shindell, D (2017): Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. Ecology and Society 22 (4), S. art8. doi: <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>

CBD - Convention on Biological Diversity; WHO - World Health Organization (2015): Connecting Global Priorities: Biodiversity and Human Health. A State of Knowledge Review, Montreal und Genf

Clark, M; Tilman, D (2017): Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. Environmental Research Letters 12 (6), S. 064016. doi: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5>

Clark, MA; Domingo, NGG; Colgan, K; Thakrar, SK; Tilman, D; Lynch, J; Azevedo, IL; Hill, JD (2020): Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. Science 370 (6517), S. 705–708. doi: <https://doi.org/10.1126/science.aba7357>

Cordts, A; Duman, N; Grethe, H; Nitzko, S; Spiller, A (2014): Auswirkungen eines verminderten Konsums von tierischen Produkten in Industrieländern auf globale Marktbilanzen und Preise für Nahrungsmittel, In: Sicherung der Welternährung bei knappen Ressourcen. Schriftenreihe der Rentenbank Nr. 29

DAFA - Deutsche Agrarforschungsallianz (Hrsg.) (2015): Fachforum Grünland, Grünland innovativ nutzen und Ressourcen schützen, Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz, Braunschweig

Destatis - Statistisches Bundesamt (2019a): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Ein- und Ausfuhr und Flächenbelegung von Erzeugnissen pflanzlichen und tierischen Ursprungs. Berichtszeitraum 2008 - 2017. Tabellenband. Artikel Nr. 5851311179004, Wiesbaden

Destatis - Statistisches Bundesamt (2019b): Die Hälfte der Landwirte düngt mit Gülle. Unter: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/aktuell-duengen.html>, Stand: 04.02.2021

Destatis - Statistisches Bundesamt (2019c): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Flächenbelegung von Ernährungsgütern 2010 - 2017. Unter: [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Umwelt/UGR/landwirtschaft-wald/Tabellen/flaechenbelegung.html](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/landwirtschaft-wald/Tabellen/flaechenbelegung.html), Stand: 04.02.2021

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020a): Genesis Online Datenbank. Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung, Viehbestand: Deutschland, Stichtag, Tierarten (41141-0004)

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020b): Genesis Online Datenbank. Gehaltene Tiere: Deutschland, Jahre, Tierarten (41311-0001)

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020c): Genesis Online Datenbank. Gehaltene Tiere: Deutschland, Stichmonat, Tierarten (41311-0005)

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020d): Indikatoren der UN-Nachhaltigkeitsziele: SDG-Indikator 2.1.b: Ökologischer Landbau. SDG-Online-Plattform. Unter: <https://sustainabledevelopment-deutschland.github.io/2-1-b/>, Stand: 04.02.2021

Destatis - Statistisches Bundesamt (2020e): Genesis Online Datenbank. Landwirtschaftliche Betriebe mit ökologischem Landbau, Tiere in Betrieben mit ökologischem Landbau, Tiere in ökologischer Haltung: Deutschland, Stichtag, Tierarten (41141-0008)

De Schutter, O (2014): Report of the Special Rapporteur on the right to food, Olivier De Schutter, Final report: The transformative potential of the right to food (A/HRC/25/57). United Nations Human Rights Council.

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2012): Presseninformation Nr. 12 der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e.V. vom 14. Dezember 2012: Wie isst Deutschland? Ergebnisse des 12. Ernährungsberichts der DGE zu Trends im Lebensmittelverbrauch. Unter: <https://www.dge.de/uploads/media/DGE-Pressmeldung-aktuell-12-2012-Wie-isst-D-EB2012.pdf>, Stand: 03.02.2021

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2015): Presseninformation Nr. 5 der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e.V. vom 1. April 2015: Weniger Fleisch auf dem Teller schont das Klima. DGE unterstützt Forderungen des WWF nach verringertem Fleischverzehr. Unter: <https://www.dge.de/uploads/media/DGE-Pressmeldung-aktuell-05-2015-fleisch.pdf>, Stand: 03.02.2021

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2017): Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Unter: <https://www.dge.de/ernaehrungspraxis/vollwertige-ernaehrung/10-regeln-der-dge/>, Stand: 03.02.2021

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2019a): DGE-Ernährungskreis. Milch und Milchprodukte. Unter: <https://www.dge-ernaehrungskreis.de/lebensmittelgruppen/milch-und-milchprodukte/>, Stand: 03.02.2021

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2019b): Presseinformation der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e.V. vom 28.05.2019: Essen und Trinken nach den Empfehlungen der DGE ist gesundheitsfördernd und ökologisch nachhaltig. Unter: <https://www.dge.de/presse/pm/essen-und-trinken-nach-den-empfehlungen-der-dge-ist-gesundheitsfoerdernd-und-oekologisch-nachhaltig/>, Stand: 03.02.2021

DGE - Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V. (2019c): Vollwertige Ernährung nach den Empfehlungen der DGE ist auch ökologisch nachhaltig. DGE info 06/2019

DG RTD - Generaldirektion Forschung und Innovation der Europäischen Kommission (Hrsg.); Group of Chief Scientific Advisors (2020): Towards a Sustainable Food System. Moving from food as a commodity to food as more of a common good. Scientific Opinion No. 8. Brüssel. doi: <https://doi.org/10.2777/282386>

DIMDIAMV - BfArM-Arzneimitteldatenverordnung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 140), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Juli 2020 (BGBl. I S. 1692) geändert worden ist

DüngG - Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Mai 2017 (BGBl. I S. 1068) geändert worden ist

Dusi, E; Rybicki, M; Jungmann, D (2019): The database „Pharmaceuticals in the Environment“ - Update and new analysis. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 67/2019. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-06-24_texte_67-2019_database_pharmaceuticals-environment_0.pdf

DüV - Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. April 2020 (BGBl. I S. 846) geändert worden ist

ECDC - Europäisches Zentrum für die Prävention und die Kontrolle von Krankheiten; EFSA - Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit; EMA - Europäische Arzneimittel-Agentur (Hrsg.) (2017): ECDC/EFSA/EMA second joint report on the integrated analysis of the consumption of antimicrobial agents and occurrence of antimicrobial resistance in bacteria from humans and food-producing animals, Joint Interagency Antimicrobial Consumption and Resistance Analysis (JIACRA) Report, EFSA Journal 15(7), S. 4872. doi: 10.2903/j.efsa.2017.4872

ECHA - Europäische Chemikalien-Agentur (Hrsg.) (2017): Guidance on the Biocidal Products Regulation, Volume V, Guidance on Disinfection By-Products, Version 1.0, Helsinki. doi: <https://doi.org/10.2823/72847>

EEG - Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das zuletzt durch Artikel 6 des Gesetzes vom 8. August 2020 (BGBl. I S. 1818) geändert worden ist

EG-Öko-Basisverordnung: siehe EU-VO Verordnung 834/2007

Eichholzer, M; Bisig, B (2000): Daily consumption of (red) meat or meat products in Switzerland: results of the 1992/93 Swiss Health Survey. European Journal of Clinical Nutrition 54 (2), S. 136–142. doi: <https://doi.org/10.1038/sj.ejcn.1600907>

Eichhorn, D; Lindenthal, A; Hanke, G; Kristof, K (2019): Wandelprozesse verstehen und erfolgreicher gestalten. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190620_uba_hg_wandelprozesse_erfolgreich_gestalten_bf.pdf

EMA- Europäische Arzneimittel-Agentur (2000): Environmental Impact Assessment (EIAs) for Veterinary Medicinal Products (VMPs): Phase I. CVMP/VICH/592/98-final. London

EMA- Europäische Arzneimittel-Agentur (2005): Environmental Impact Assessment for Veterinary Medicinal Products Phase II Guidance. CVMP/VICH/790/03-final, London

Engelhardt, H; Brüdern, M; Deppe, L (2020): Nischeninnovationen in Europa zur Transformation des Ernährungssystems - NEuropa. Steckbriefsammlung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 119/2020. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-02_texte_119-2020_neuropa_de_0.pdf

EUA - Europäische Umweltagentur (2017): Food in a green light: a systems approach to sustainable food, Kopenhagen. doi: <https://doi.org/10.2800/884986>

EuGH, Urteil des Europäischen Gerichtshofs vom 21.06.2018, C-543/16.

Eurich-Menden, B (2012): Ammoniak-Emissionsfaktoren und Minderungsmaßnahmen - Milchkuh-, Mastschweine- und Legehennenhaltung, Fachartikel, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt

EU-Biozidprodukte-Richtlinie: siehe EU-RL 98/8/EG

EU-KOM - Europäische Kommission (2017): Best Available Techniques (BAT) reference document for the intensive rearing of poultry or pigs: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). doi: <https://doi.org/doi/10.2760/020485>

EU-KOM 2017/302 - Durchführungsbeschluss 2017/302/EU der Kommission - vom 15. Februar 2017 - über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/ 75/ EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Intensivhaltung oder -aufzucht von Geflügel oder Schweinen - (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen C(2017) 688)

EU-KOM/2020/381 final - Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen "Vom auf den Tisch" – eine Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem

EU-Nitratrichtlinie: siehe EU-RL 91/676/EWG

EU-Öko-Basisverordnung: siehe EU-VO 2018/848

EU-RL 91/676/EWG - Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen

EU-RL 98/8/EG - Richtlinie (EG) 98/8 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 16. Februar 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten

EU-RL 2000/60/EG - Richtlinie (EG) 2000/60 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

EU-RL 2001/81 - Richtlinie (EG) 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe

EU-RL 2009/128 - Richtlinie (EG) 2009/128 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden (Text von Bedeutung für den EWR)

EU-RL 2010/75 - Richtlinie (EU) 2010/75 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung)

EU-RL 2016/2284 - Richtlinie (EU) 2016/2284 des europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG

EU-VO 166/2006 - Verordnung (EG) 166/2006 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates

EU-VO 528/2012 - Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten (Text von Bedeutung für den EWR) ABl 2012 L 167/1. Amtsblatt der Europäischen Union S. 123

EU-VO 834/2007 - Verordnung (EG) 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen

EU-VO 1235/2008 - Verordnung (EG) 1235/2008 der Kommission vom 8. Dezember 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates hinsichtlich der Regelung der Einfuhren von ökologischen/biologischen Erzeugnissen aus Drittländern

EU-VO 1830/2003 - Verordnung (EG) 1830/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über die Rückverfolgbarkeit und Kennzeichnung von genetisch veränderten Organismen und über die Rückverfolgbarkeit von aus genetisch veränderten Organismen hergestellten Lebensmitteln und Futtermitteln sowie zur Änderung der Richtlinie 2001/18/EG

EU-VO 2018/848 - Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates

EU-VO 2019/6 - Verordnung (EU) 2019/6 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 über Tierarzneimittel und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/82/EG

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (Hrsg.) (2009): The state of food and agriculture – Livestock in the balance, Rom

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2018): World Livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals, Rom

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2019): Meat & Meat Products. Animal and Consumer Protection Department. Unter: <http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/meat/home.html>, Stand: 04.02.2021

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2020a): FAOStat Datenbank, Data: Trade Indices. Unter: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/TI>, Stand: 27.01.2021

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2020b): FAOStat Datenbank, Data: Food Supply - Livestock and Fish Primary Equivalent. Unter: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/TI>, Stand: 27.01.2021

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2020c): FAOStat, Agri-environmental Indicators: Livestock patterns. Unter: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EK>, Stand: 02.02.2021

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (2020d): Novel Coronavirus (COVID-19). Questions & Answers. Unter: <http://www.fao.org/2019-ncov/q-and-a/impact-on-food-and-agriculture/en/>, Stand: 03.02.2021

FAO - Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen; IFAD - International Fund for Agricultural development; UNICEF - Kinderhilfswerk der Vereinten Nationen; WFP - Welternährungsprogramm der Vereinten Nationen; WHO - Weltgesundheitsorganisation (2019): The State of Food Security and Nutrition in the World 2019. Safeguarding against economic slowdowns and downturns, Rom

Fendler, R; Hermann, T; Reuter, M (2019): Biogasanlagen. Sicherheitstechnische Aspekte und Umweltauswirkungen. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2019_04_10_uba_hg_biogasanlagen_bf_300dpi.pdf

Fischer, P; Pöthig, R; Venohr, M (2017): The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. The Science of the total environment 599–600, S. 1130–1139. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.143>

FiBL - Forschungsinstitut für Biologischen Landbau; Bio Suisse (Hrsg.) (2019): Kraftfutterreduzierte Milchviehfütterung. Ein Leitfaden zu mehr Futterautonomie. Merkblatt 2019/Ausgabe Schweiz/Nr. 105, In: bioaktuell 2/19

FSIN - Food Security Information Network (Hrsg.) (2020): Global report on food crises 2020. Joint analyses for better decisions. Download unter: <https://docs.wfp.org/api/documents/WFP-0000114546/download/>

Garnett, T (2011): Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? Food Policy 36 (1), S. 23–32. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.10.010>

Garnett, T; Mathewson, S; Angelides, P; Borthwick, F (2015): Policies and actions to shift eating patterns: What works? Food Climate Research Network/Chatham House. Download unter: https://www.academia.edu/download/38069896/fcrn_chatham_house.pdf

Geduhn, A; Jacob, J; Schenke, D; Keller, B; Kleinschmidt, S; Esther, A (2015): Relation between Intensity of Biocide Practice and Residues of Anticoagulant Rodenticides in Red Foxes (*Vulpes vulpes*). PLoS one 10 (9), S. e0139191. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139191>

Geels, F.W.; Schot, J.: The Dynamics of Transitions – A Socio-Technical Perspective. In: Grin, J; Rotmans, J; Schot, J (Hrsg.): Transitions to Sustainable Development – New Directions in the Study of Long Term Transformative Change, Routledge, New York und London

Gerber, PJ; Steinfeld, H; Henderson, B; Mottet, A; Opio, C; Dijkman, J; Falcucci, A; Tempio, G (2013): Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO), Rom

Global Change Data Lab (o.J.): Our World in Data: Land use per 100 grams of protein. Unter: <https://ourworldindata.org/grapher/land-use-protein-poor>, Stand: 03.02.2021

Godfray, HCl; Aveyard, P; Garnett, T; Hall, JW; Key, TJ; Lorimer, J; Pierrehumbert, RT; Scarborough, P; Springmann, M; Jebb, SA (2018): Meat consumption, health, and the environment. Science, 361(6399). doi: <https://doi.org/10.1126/science.aam5324>

Godfray, HCl; Oxford Martin School, Oxford University (2019) Meat: The Future Series - Alternative Proteins. Report. Meat: The Future Series. World Economic Forum, Cologny/Genf

Gossard, MH; York, R (2003): Social Structural Influences on Meat Consumption. Human Ecology Review 10 (1), S. 1–9

Graaf, L; Lutz, M-O; Fesenfeld, LP; Frank, L; Klaus, J; Rinscheid, A; Späth, P; Schrode, A (in Vorbereitung): Transformationsorientierte Umweltpolitik für einen sozial-ökologischen Wandel des Ernährungssystems in Deutschland. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau

Grenni, P; Ancona, V; Barra Caracciolo, A (2018): Ecological effects of antibiotics on natural ecosystems: A review. Microchemical Journal 136 S. 25–39. doi: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2017.02.006>

GG - Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100- 1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 u. 2 Satz 2 des Gesetzes vom 29. September 2020 (BGBl. I S. 2048) geändert worden ist

Gullberg, E; Cao, S; Berg, OG; Ilbäck, C; Sandegren, L; Hughes, D; Andersson, DI (2011): Selection of Resistant Bacteria at Very Low Antibiotic Concentrations. PLoS Pathogens 7 (7), S. e1002158. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1002158>

Gutsche, V (2012): Managementstrategien des Pflanzenschutzes der Zukunft im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz. Journal für Kulturpflanzen 64 (9), S. 325–341

Gutser, R; Ebertseder, T; Schraml, M; von Tucher, S; Schmidhalter, U (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: KTBL-Schrift 483. KTBL-/vTI-Tagung 8-10. Dezember 2010. Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. Darmstadt, S 31–50

Haack, M; Engelhardt, H; Gascoigne, C; Schrode, A; Fienitz, M; Meyer-Ohlendorf, L (2020): Nischen des Ernährungssystems: Bewertung des Nachhaltigkeits- und Transformationspotenzials innovativer Nischen des Ernährungssystems in Deutschland. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 121/2020. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-02_texte_121-2020_nischen-ernaehrung-deutschland.pdf

Hahne, J; Arends, F; Beverborg, R; Niehoff, AL; Bönsch, S; Hortmann-Scholten, A (2016): Aktuelle Entwicklung Kosten-Nutzenanalyse und Vollzugsempfehlungen für den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 61/2016. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktuelle-entwicklung-kosten-nutzenanalyse>

Hannappel, DS; Groeneweg, DJ; Zühlke, DS (2014): Antibiotika und Antiparasitika im Grundwasser unter Standorten mit hoher Viehbesatzdichte. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte27/2014. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/texte_27_2014_antibiotika_und_antiparasitika_im_grundwasser_unter_standorten_mit_hoher_viehbesatzdichte_final.pdf

Hannappel, S., Köpp, C., Zühlke, S., Balzer, F., & Schulz, D. (2016). Identifizierung der Eintragsquellen von Antibiotika in das Grundwasser viehstarker Regionen. Grundwasser, 21(4), S. 295–304.

Harthan, RO; Repenning, J; Blanck, R; Böttcher, H; Bürger, V; Cook, V; Emele, L; Görz, WK; Hennenberg, K; Jörß, W; Ludig, S; Matthes, FC; Mendelewitsch, R; Moosmann, L; Scheffler, M; Wiegmann, K; Brugger, H; Fleiter, T; Mandel, T; Rehfeldt, M; Steinbach, J (2020): Abschätzung der Treibhausgasminderungswirkung des Klimaschutzprogramms 2030 der Bundesregierung. Teilbericht des Projektes „THG-Projektion: Weiterentwicklung der Methoden und Umsetzung der EU-Effort Sharing Decision im Projektionsbericht 2019 („Politikszenerarien IX')“. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie des Umweltbundesamtes. Climate Change 33/2020. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/abschaetzung_treibhausgas_minderungswirkung_klimaschutzprogramms2030_der_bundesregierung_final.pdf

Harwatt, H (2019): Including animal to plant protein shifts in climate change mitigation policy: a proposed three-step strategy. *Climate Policy* 19 (5), S. 533–541. doi: <https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1528965>

Harwatt, H; Hayek, M (2019): Eating away at climate change with negative emissions – Repurposing UK agricultural land to meet climate goals. *Repurposing UK agricultural land to meet climate goals*, Animal Law & Policy Programme at Harvard Law School

Hedenus, F; Wirsenius, S; Johansson, DJA (2014): The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change* 124 (1–2), S. 79–91. doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1104-5>

Hembrock-Heger, A; Nießner, M; Reupert, R (2011): Tierarzneimittel in landwirtschaftlich genutzten Böden und oberflächennahem Grundwasser in Nordrhein-Westfalen. *Bodenschutz*, 4(2011), S. 109–113.

Herrero, M; Henderson, B; Havlík, P; Thornton, PK; Conant, RT; Smith, P; Wirsenius, S; Hristov, AN; Gerber, P; Gill, M; Butterbach-Bahl, K; Valin, H; Garnett, T; Stehfest, E (2016): Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change* 6 (5), S. 452–461. doi: <https://doi.org/10.1038/nclimate2925>

Hirschfelder, G (2011): Hunger-Alpträume, Überfluss-Visionen und die Honigkuchenland-Utopie. Bausteine zu einer Geschichte der Ernährungsprognostik. In: Ploeger, A; Hirschfelder, G; Schönberger, G (Hrsg.): *Die Zukunft auf dem Tisch. Analysen, Trends und Perspektiven der Ernährung von morgen*, 1. Aufl. VS Verl. für Sozialwiss, Wiesbaden, S. 21–40

Holsten, B; Pfannerstill, M; Trepel, M (2016): Phosphor in der Landschaft – Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Hoy, S (2016): Worüber reden wir eigentlich? Titelthema Tierwohl. *DLG-Mitteilungen* 11/2016, S. 26–29

IARC - Internationale Agentur für Krebsforschung der Weltgesundheitsorganisation (2015): Presseninformation Nr. 240 vom 26.10.2015: IARC Monographs evaluate consumption of red meat and processed meat

ICLEI - Local Governments for Sustainability (o.J.): Ghent (Belgium). Unter: <https://iclei-europe.org/index.php?id=200>, Stand: 03.02.2021

IE-RL: siehe EU-RL 2010/75

IFPRI - International Food Policy Research Institute (Hrsg.) (2020): Poverty and food insecurity could grow dramatically as COVID-19 spreads. IFRI Blog: Research post, 16. April 2020, Lizenz: CC-BY-4.0. Unter: <https://www.ifpri.org/blog/poverty-and-food-insecurity-could-grow-dramatically-covid-19-spreads>, Stand: 03.02.2021

IGC - International Grains Council (2020): Supply & Demand, World Total – Total grains. Unter: <https://www.igc.int/en/markets/marketinfo-sd.aspx>, Stand: 03.02.2021

IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2020): Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn. doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4147317>

IPES-Food - International Panel of Experts on Sustainable Food Systems (2020): COVID-19 and the crisis in food systems: Symptoms, causes, and potential solutions, April 2020, Communiqué

Jahn, B; Stang, C; Ohe, P; Schuboth, B; Minx, G; Petersen, E (2015): Alternativen zum Biozid-Einsatz – Das Informationsportal des Umweltbundesamtes zu alternativen Maßnahmen im neuen Gewand. *UMID* 1, S. 50–55. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/biozid-portal_50-55.pdf

Jechalke, S; Heuer, H; Siemens, J; Amelung, W; Smalla, K (2014): Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends in Microbiology* 22 (9), S. 536–545. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tim.2014.05.005>

Jetzke, T; Richter, S; Keppner, B; Domröse, L; Wunder, S; Ferrari, A (2020): Die Zukunft im Blick: Fleisch der Zukunft – Trendbericht zur Abschätzung der Umweltwirkungen von pflanzlichen Fleischersatzprodukten, essbaren Insekten und In-vitro-Fleisch. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-06-25_trendanalyse_fleisch-der-zukunft_web_bf.pdf

Jungmichel, N; Nill, M; Wick, C (2021): Von der Welt auf den Teller. Kurzstudie zur globalen Umweltinanspruchnahme unseres Lebensmittelkonsums. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/uba_210121_kurzstudie_nahrung_barr.pdf

Kahiluoto, H; Kuisma, M; Kuokkanen, A; Mikkilä, M; Linnanen, L (2014): Taking planetary nutrient boundaries seriously: Can we feed the people? Global Food Security 3 (1), S. 16–21. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2013.11.002>

Kant, I (1797): Metaphysik der Sitten, Teil 2: Metaphysische Anfangsgründe der Tugendlehre, neu hrsg. v. Bernd Ludwig (1990), Felix Meiner Verlag, Hamburg

Kaupenjohann, M; Schnug, E; Haneklaus, S; Döhler, HG; Nebelsieck, R; Fock, K (2019): Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch „Ansäuerung von Gülle“ und deren Wirkungen auf Boden und Umwelt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 148/2019. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/gutachten-zur-anwendung-von-minderungstechniken>

Kemper, M; Lukat, E; Vidaurre, R; Steinhoff-Wagner, J; Ilg, Y; Petersen, B; Hannappel, S; Harlizius, J; Lehnert, S (2018): Kommunikationsstrategien zur Verminderung von Tierarzneimittelinträgen aus der Landwirtschaft in die Umwelt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 115/2018. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/kommunikationsstrategien-verminderung-tierarzneimittelintraege>

Kim, B; Neff, R; Santo, R; Vigorito, J (2015): The Importance of Reducing Animal Product Consumption and Wasted Food in Mitigating Catastrophic Climate Change. Johns Hopkins Center for a Livable Future, Johns Hopkins University, Baltimore, MD

Kiresiewa, Z; Hasenheit, M; Wolff, F; Möller, M; Gesang, B; Schröder, P (2019): Bioökonomiekonzepte und Diskursanalyse, Teilbericht (AP1) des Projekts „Nachhaltige Ressourcennutzung – Anforderungen an eine nachhaltige Bioökonomie aus der Agenda 2030/SDG-Umsetzung“. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 78/2019. Dessau-Rosslau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/biooekonomiekonzepte-diskursanalyse>

Klatt, A; Spenger, L; Schwirn, K; Löwe, C (2020): Gesellschaftliche Auswirkungen der Covid-19-Pandemie in Deutschland und mögliche Konsequenzen für die Umweltpolitik. Position. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2020_09_02_pp_gesellschaftliche_auswirkungen_bf.pdf

Klimaschutzgesetz: siehe KSG

KLU - Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (2019): Landwirtschaft quo vadis? Agrar- und Ernährungssysteme der Zukunft – Vielfalt gewähren, Handlungsrahmen abstecken. Position der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190917_uba_kp_landwirtschaft_quovadis_bf.pdf

Knieps S (2019): Die schwierige Suche nach der Milch aus dem Labor. In: WirtschaftsWoche, Onlineausgabe. Unter: <https://www.wiwo.de/unternehmen/handel/lebensmittel-innovation-die-schwierige-suche-nach-der-milch-aus-dem-labor/24908636.html>, Stand: 03.02.2021

- Knierim, U (2010): Ansätze aus dem EU-Projekt Welfare Quality® zur Beurteilung des Wohlergehens landwirtschaftlicher Nutztiere. In: Vorträge und Kurzfassungen: Aktuelle Probleme des Tierschutzes. 30. Fortbildungsveranstaltung der ATF-Fachgruppe Tierschutz des Institutes für Tierhygiene, Tierschutz und Nutztierethologie der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover, S 7–12
- Knierim, U (2001): Grundsätzliche ethologische Überlegungen zur Beurteilung der Tiergerechtigkeit bei Nutztieren. Deutsche Tierärztliche Wochenschrift 109 (6), S. 261–266
- Kompetenznetzwerk Nutztierhaltung (2020): Empfehlungen des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung am Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 11. Februar 2020.
- Krause, M; Schlüter, U; Ludwig-Fischer, K; Rietzsch, H; Roitzsch, M (2014): Entwicklung von spezifischen Schutzleitfäden für Tätigkeiten mit Biozidprodukten (Holzschutzmittel, Rodentizide, Insektizide). Projektnummer: F 2308, 1. Auflage, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund
- KSG - Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513)
- Kubberød, E; Ueland, Ø; Rødbotten, M; Westad, F; Risvik, E (2002): Gender specific preferences and attitudes towards meat. Food Quality and Preference 13 (5), S. 285–294. doi: [https://doi.org/10.1016/S0950-3293\(02\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0950-3293(02)00041-1)
- Landesvereinigung Thüringer Milch e.V. (o.J.): Milchverarbeitung. Unter: <https://www.milch-thueringen.de/content/milchverarbeitung>, Stand: 03.02.2021
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2017): Maßnahmenblatt: Umwandlung von Acker in Grünland. Unter: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/naturschutz/biodiversitaet/ackergruenland/index.htm>, Stand: 03.02.2021
- Lassen, J; Difford, GF (2020): Review: Genetic and genomic selection as a methane mitigation strategy in dairy cattle. Animal 14, S. s473–s483. doi: <https://doi.org/10.1017/S1751731120001561>
- Li, X-F; Mitch, WA (2018): Drinking Water Disinfection Byproducts (DBPs) and Human Health Effects: Multidisciplinary Challenges and Opportunities. Environmental Science & Technology 52 (4), S. 1681–1689. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05440>
- Loken, B; DeClerck, F; Bhowmik, A; Willett, W; Griscom, B; Springmann, M; Foley, J (2020): Diets for a Better Future: Rebooting and Reimagining Healthy and Sustainable Food Systems in the G20, EAT, Oslo
- Lorenz, H; Reinsch, T; Hess, S; Taube, F (2019): Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. Journal of Cleaner Production 211, S. 161–170. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>
- Love, HJ; Sulikowski, D (2018): Of Meat and Men: Sex Differences in Implicit and Explicit Attitudes Toward Meat. Frontiers in psychology 9, S. 559. doi: <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2018.00559>
- Lundin, O; Rundlöf, M; Smith, HG; Fries, I; Bommarco, R (2015): Neonicotinoid Insecticides and Their Impacts on Bees: A Systematic Review of Research Approaches and Identification of Knowledge Gaps. PloS one 10 (8), S. e0136928. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928>
- Masson-Delmotte, V; Zhai, P; Portner, H-O; Roberts, D; Skea, J; Shukla, PR; Pirani, A; Moufouma-Okia, W; Pean, C; Pidcock, R; Connors, S; Matthews, JBR; Chen, Y; Zhou, X; Gomis, MI; Lonnoy, E; Maycock, T; Tignor, M; Waterfield, T (Hrsg.) (2018): Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Unter: <https://www.ipcc.ch/sr15/>, Stand: 04.02.2021
- Mattick, C; Landis, A; Allenby, B (2015): A case for systemic environmental analysis of cultured meat. Journal of Integrative Agriculture 14(2), S. 249–254. doi: [https://doi.org/10.106/S2095-3119\(14\)60885-6](https://doi.org/10.106/S2095-3119(14)60885-6)

Matsuda, K; Buckingham, SD; Kleier, D; Rauh, JJ; Grauso, M; Sattelle, DB (2001): Neonicotinoids: insecticides acting on insect nicotinic acetylcholine receptors. Trends in Pharmacological Sciences 22 (11), S. 573–580. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-6147\(00\)01820-4](https://doi.org/10.1016/S0165-6147(00)01820-4)

Meier, T (2013): Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Halle (Saale)

Mondon, M; Thöne-Reineke, C; Merle, R (2017): Tierwohl und Wohlbefinden – Definition, Bewertung und Diskussion mit Fokussierung auf die Milchkuh. Berliner Münchner Tierärztliche Wochenschrift 130. doi: <https://doi.org/10.2376/0005-9366-16080>

MRI - Max-Rubner-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel (Hrsg.) (2008): Nationale Verzehrsstudie II, Ergebnisbericht Teil 2. Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen, Karlsruhe

Msangi, S; Rosegrant, MW (2012): Feeding the Future's Changing Diets: Implications for Agriculture Markets, Nutrition, and Policy. In: Fan, S; Pandya-Lorch, R (Hrsg.): Reshaping Agriculture for Nutrition and Health, 213 S., International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, DC. doi: <https://doi.org/10.2499/9780896296732>

Nadathur, S; Wanasundara, JPD; Scanlin, L (Hrsg.) (2017): Sustainable Protein Sources. Academic Press, Elsevier, London, San Diego, Cambridge, Oxford

NEC-Richtlinie: siehe EU-RL 2001/81

Niggli, U; Gerowitt, B; Bruhl, C; Liess, M; Schulz, R; Altenburger, R; Bokelmann, W; Büttner, C; Hartenbach, M; Hes, J; Märländer, B; Miedaner, B; Karsten Nödler, Ralf Petercord, Annette Reineke, von Kröcher, C (2019): Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

Nijdam; Rood, T; Westhoek, H (2012): The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. Food Policy 37(6), S. 760–770, doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>

Notarnicola, B; Tassielli, G; Renzulli, PA; Castellani, V; Sala, S (2017a): Environmental impacts of food consumption in Europe. Journal of Cleaner Production 140, S. 753–765. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.080>

Notarnicola, B; Tassielli, G; Renzulli, PA; Monforti, F (2017b): Energy flows and greenhouses gases of EU (European Union) national breads using an LCA (Life Cycle Assessment) approach. Journal of Cleaner Production 140, S. 455–469. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.150>

OECD - Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Hrsg.) (2006): Emission Scenario Document for Insecticides for Stables and Manure Storage Systems. ENV/JM/MONO(2006)4. OECD Series on Emission Scenario Documents 14

Osterburg, B; Runge, T (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode - FAL Agricultural Research Sonderheft 307, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig

Osterburg, B; Rüter, S; Freibauer, A; De Witte, T; Elsasser, P; Kätsch, S; Leischner, B; Paulsen, HM; Rock, J; Röder N; Sanders J; Schweinle J; Steuk, J; Stichnothe, H; Stümer, W; Welling, J; Wolff, A (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft, Thünen Report 11, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig

Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. (Hrsg.) (2015): Häufig gestellte Fragen zum Thema Tierarzneimittel in der Umwelt und Antibiotika-Resistenz-Risiken. Download unter: <http://www.pan-germany.org/download/tierarzneimittel/FAQs-Tierarzneimittel.pdf>, Stand: 03.02.2021

Peter, G; Krug, O (2016): Die Verfügbarkeit von nicht-gentechnisch verändertem Soja aus Brasilien. Stellungnahme für das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig

PM - Pressemitteilung der Universität Hohenheim vom 24.5.2013: Weniger Fleisch: 60 % der Deutschen zeigen Bereitschaft dazu – arme Länder würden profitieren. Download unter: https://biooekonomie.uni-hohenheim.de/uploads/tx_newspmf/pm_Fleischverzicht_2013-05-24_status_10.pdf, Stand: 03.02.2021

PM – Pressemitteilung von SuperMeat vom 30.10.2020: World's first cultured chicken restaurant experience launch, SuperMeat, Tel Aviv, unter: <https://drive.google.com/drive/folders/15DXPUzehic1NEybXQyMa8W4crV5xxdU6>, Stand: 03.02.2021

Poore, J; Nemecek, T (2018): Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science 360(6392), S. 987–992. doi: <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>

PRTR-Verordnung: siehe EU-VO 166/2006

Puppe, B (2016): Was ist Tierwohl? ...aus Sicht der Nutztierethologie. Vortrag, DAF-Tagung Nutztierhaltung: Herausforderungen und Implikationen für die Forschung, 25.-26. Oktober 2016, Berlin. Download unter: <http://docplayer.org/35452493-Was-ist-tierwohl-aus-sicht-der-nutztierethologie.html>, Stand: 03.02.2021

Ratsak, C; Guhl, B; Zühlke, S; Delschen, T. (2013): Veterinärantibiotikarückstände in Gülle und Gärresten aus Nordrhein-Westfalen. Environmental Sciences Europe, 25(1), S. 1–11

Räty, R; Carlsson-Kanyama, A (2010): Energy consumption by gender in some European countries. Energy Policy 38 (1), S. 646–649. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.08.010>

Rauw, WM; Kanis, E; Noordhuizen-Stassen, EN; Grommers, FJ (1998): Undesirable side effects of selection for high production efficiency in farm animals: a review. Livestock production science 56(1), S. 15–33. doi: [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(98\)00147-X](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(98)00147-X)

Reinhardt, G; Gärtner, S; Wagner, T (2020): Ökologische Fußabdrücke von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (IFEU)

Rieger, MA; Nübling, M; Hofmann, F (2004): Berufliche Gefährdung der Landwirte durch Hantaviren. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin/Forschung 1036. Wirtschaftsverl. NW Verl. für Neue Wiss. Bremerhaven

Ritchie, H; Reay, DS; Higgins, P (2018a): The impact of global dietary guidelines on climate change. Global Environmental Change 49, S. 46–55. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.005>

Ritchie, H; Reay, DS; Higgins, P (2018b): Potential of Meat Substitutes for Climate Change Mitigation and Improved Human Health in High-Income Markets. Frontiers in Sustainable Food Systems 2, S. 16. doi: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00016>

Rorheim, A; Mannino, A; Baumann, T; Caviola, L (2016): Cultured Meat: An Ethical Alternative To Industrial Farming, Policy Paper by Sentience Politics (1), S. 1-14

Rösemann, C; Haenel, H-D; Dämmgen, U; Döring, U; Wulf, S; Eurich-Menden, B; Freibauer, A; Döhler, H; Schreiner, C; Osterburg, B; Fuß, R (2019): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2017: Report on methods and data (RMD), Submission 2019. Thünen Report 67, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. doi: <https://doi.org/10.3220/REP1552549234000>

Roßberg, D (2016): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. Journal für Kulturpflanzen 68(2), S. 25–37. doi: <https://doi.org/10.5073/JFK.2016.02.01>

Rotz, CA; Taube, F; Russelle, MP; Oenema, J; Sanderson, MA; Wachendorf, M (2005): Whole-Farm Perspectives of Nutrient Flows in Grassland Agriculture. *Crop Science* 45(6), S. 2139–2159. doi: <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.0523>

Sandström, V; Valin, H; Krisztin, T; Havlík, P; Herrero, M; Kastner, T (2018): The role of trade in the greenhouse gas footprints of EU diets. *Global Food Security* 19, S. 48–55. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.007>

SAPEA - Science Advice for Policy by European Academies (2020): A sustainable food system for the European Union, Evidence Review Report No. 7. SAPEA. Berlin. doi: <https://doi.org/10.26356/sustainablefood>

Sattelberger, R; Gans, O; Martinez, E (2005): Veterinärantibiotika in Wirtschaftsdünger und Boden. *BERICHTE BE-272*. Umweltbundesamt. Wien

SCENIHR - Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks (2013): Assessment of the Antibiotic Resistance Effects of Biocides. Generaldirektion Gesundheit und Lebensmittelsicherheit der Europäischen Kommission, Brüssel

Schäffer, A; Frische, T; Gessner, M; Köck, W; Kratz, W; Liess, M; Nuppenau, E-A; Roß-Nickoll, M; Schäfer, R; Filser, J; Scheringer, M (2018): Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. Diskussion Nr. 16, Nationale Akademie der Wissenschaften - Leopoldina, Halle (Saale)

Scheffler, M; Wiegmann, K (2019): Quantifizierung von Maßnahmenvorschlägen der deutschen Zivilgesellschaft zu THG-Minderungspotenzialen in der Landwirtschaft bis 2030, Kurzstudie im Auftrag der Klima-Allianz, Öko-Institut e.V., Berlin, 05.04.2019

Schießl, P; Krämer, C; Heißenhuber, A (2015): Aufbereitung und Transport von Wirtschaftsdüngern. Sachverständigengutachten. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 80/2015. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_80_2015_aufbereitung_und_transport_von_wirtschaftsduengern_0.pdf

Schnug, E; Kok, LJ (Hrsg.) (2016): Phosphorus in agriculture: 100 % zero. Springer. Dordrecht

Scholwin, F; Grope, J; Clinkscales, A; Daniel-Gromke, J; Rensberg, N; Denysenko, V; Stinner, W; Richter, F; Raussen, T; Kern, M; Turk, T; Reinhold, G (2019): Aktuelle Entwicklung und Perspektiven der Biogasproduktion aus Bioabfall und Gülle. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 41/2019. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktuelle-entwicklung-perspektiven-der>

Schwarz, L (2014): Transformation von Tierarzneimitteln und Bioziden in Gülle - Eine Literaturstudie - Masterarbeit. Texte 56/2014. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/transformation-von-tierarzneimitteln-bioziden-in>

Schrode, A; Müller, LM; Wilke, DA; Fesenfeld, LP; Ernst, J (in Vorbereitung): Sozial-ökologische Transformation des Ernährungssystems – Politische Interventionsmöglichkeiten auf Basis aktueller Erkenntnisse der Transformationsforschung. Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau

Schröder, P; Westphal-Settele, K; Konradi, S; Schönfeld, J (2020): Antibiotika, Umwelt und »One Health«. Wissenswertes für die tägliche Praxis. *internistische praxis* 62/01, S. 157–179

Searchinger, TD; Wiersenius, S; Beringer, T; Dumas, P (2018): Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. *Nature* 564 (7735), S. 249–253. doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z>

Smith, J; Sones, K; Grace, D; MacMillan, S; Tarawali, S; Herrero, M (2013): Beyond milk, meat, and eggs: Role of livestock in food and nutrition security. *Animal Frontiers* 3(1), S. 6–13. doi: <https://doi.org/10.2527/af.2013-0002>

Spiller, A; Zühlsdorf, A (2020): Durchblick im Klimadschungel: Gestaltungsempfehlungen für ein Klimalabel auf Lebensmitteln. In: *AGRARDEBATTEN*, Kommentare aus der Wissenschaft. Unter: <https://agrardebatten.blog/2020/07/07/klimalabel-auf-lebensmitteln/>, Stand: 03.02.2021

Springmann, M (in Vorbereitung): Sachverständigengutachten zu Umweltentlastungspotenzialen verschiedener Ernährungsweisen in Deutschland. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau

Springmann, M; Clark, M; Mason-D'Croz, D; Wiebe, K; Bodirsky, BL; Lassaletta, L; de Vries, W; Vermeulen, SJ; Herrero, M; Carlson, KM; Jonell, M; Troell, M; DeClerck, F; Gordon, LJ; Zurayk, R; Scarborough, P; Rayner, M; Loken, B; Fanzo, J; Godfray, HCJ; Tilman, D; Rockström, J; Willett, W (2018a): Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728), S. 519–525. doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>

Springmann, M; Mason-D'Croz, D; Robinson, S; Wiebe, K; Godfray, HCJ; Rayner, M; Scarborough, P (2018b): Health-motivated taxes on red and processed meat: A modelling study on optimal tax levels and associated health impacts. *PLOS ONE* 13(11), S. e0204139. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204139>

Springmann, M.; Spajic, L.; Clark, MA; Poore, J.; Herforth, A; Webb, P; Rayner, M; Scarborough, P (2020): The healthiness and sustainability of national and global food based dietary guidelines: modelling study. *BMJ* 2020;370:m2322. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.m2322>

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten, Berlin

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012): Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt, Berlin

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen; WBBGR - Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018): Für einen flächenwirksamen Insektenschutz. Stellungnahme, Berlin

Stang, C; Schwander, M (2015): Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners (*Thaumetopoea processionea*) zum Schutz der menschlichen Gesundheit im öffentlichen Raum. UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst 02/2015, S. 14-20

Stehfest, E; Bouwman, L; van Vuuren, DP; den Elzen, MGJ; Eickhout, B; Kabat, P (2009): Climate benefits of changing diet. *Climatic Change* 95(1–2), S. 83–102. doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>

Stein, S; Steinmann, H-H (2018): Identifying crop rotation practice by the typification of crop sequence patterns for arable farming systems – A case study from Central Europe. *European Journal of Agronomy* 92, S. 30–40. doi: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.010>

Steiner, A; Aguilar, G; Bomba, K; Bonilla, JP; Campbell, A; Echeverria, R; Gandhi, R; Hedegaard, C; Holdorf, D; Ishii, N; Quinn, K; Ruter, B; Sunga, I; Sukhdev, P; Zerghese S; Voegelé, J; Winters, P; Campbell, B; Dinesh, D; Huyer, S; Jarvis, A; Loboguerrero Rodriguez, AM; Millan, A; Thornton, P; Wollenberg, L; Zebiak S (2020). Actions to transform food systems under climate change. Wageningen, The Netherlands: CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS)

Steinfeld, H; Gerber, P; Wassenaar, T; Castel, V; Rosales, M; de Haan, C (2006): *Livestock's Long Shadow—Environmental Issues and Options*. Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO), Rom

StoffBilV - Stoffstrombilanzverordnung vom 14. Dezember 2017 (BGBl. I S. 3942; 2018 I S. 360)

Sustain Europe (2020): Tales of transformation: Ghent uses participative governance models to transform their local food system. Unter: <https://www.sustaineurope.com/tales-of-transformation-ghent-uses-participative-governance-models-to-transform-their-local-food-system-202005182.html>, Stand: 04.02.2021

Sutton, MA; van Grinsven, H; Billen, G; Bleeker, A; Bouwman, AF; Bull, K; Erisman, JW; Grennfelt, P; Grizzetti, B; Howard, CM; Oenema, O; Spranger, T; Winiwarter, W (2011): Summary for policy makers. In: Sutton, MA; Howard, CM; Erisman, JW; Nillen, G; Bleeker, A; Grennfelt, P; van Grinsven, H; Grizzetti, B (Hrsg.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, S. xxiv–xxxiv

TA Luft - Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI 2002 S. 511 – 605)

Taube, F (2016): Stellungnahme des Einzelsachverständigen Prof. Dr. Friedhelm Taube, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, für die 52. Sitzung des Ausschusses für Ernährung und Landwirtschaft zur öffentlichen Anhörung „Änderung des Düngerechts“ (Ausschuss-Drucksache 18(10)373-B ÖA „Änd. Dünger“). Download unter: https://www.grassland-organicfarming.uni-kiel.de/de/aktuelles/stellungnahme_taubedata.pdf

Taube, F; Bach, M; Breuer, L; Ewert, F; Fohrer, N; Leinweber, P; Müller, T; Hubert, W (2020): Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung: Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse nachhaltig begrenzen. Fachliche Stellungnahme zur Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung. Texte 200/2020. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/novellierung-der-stoffstrombilanzverordnung>

Taylor, DB; Moon, RD; Mark, DR (2012): Economic impact of stable flies (Diptera: Muscidae) on dairy and beef cattle production. Journal of medical entomology 49(1), S. 198–209. doi: <https://doi.org/10.1603/me10050>

TI - Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2019a): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Milchkühe, Braunschweig

TI - Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2019b): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Ein Überblick, Braunschweig

TI - Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2019c): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Legehennen, Braunschweig

TI - Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2019d): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Mastgeflügel, Braunschweig

TI - Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.) (2020): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Ferkelerzeugung und Schweinemast, Braunschweig

Tierärztekammer Niedersachsen (2016): Leitfaden Biosicherheit in Rinderhaltungen. Download unter: https://www.tknds.de/cms_tknds-index-phppage339/

TierSchG - Tierschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Mai 2006 (BGBl. I S. 1206, 1313), das zuletzt durch Artikel 280 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist

TierSchNutzTV 2017 - Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 2006 (BGBl. I S. 2043), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 2 des Gesetzes vom 30. Juni 2017 (BGBl. I S. 2147) geändert worden ist

TierSchNutzTV - Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 2006 (BGBl. I S. 2043), die zuletzt durch Artikel 1a der Verordnung vom 29. Januar 2021 (BGBl. I S. 146) geändert worden ist

TierWKG: siehe BT-Drs. 19/14975 (11.11.2019)

TierWKV-E - Entwurf einer Verordnung zur Verwendung des Tierwohlkennzeichens (Tierwohlkennzeichenverordnung - TierWKV), Referentenentwurf des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)

Tilman, D; Clark, M (2014): Global diets link environmental sustainability and human health. Nature 515(7528), S. 518–522. doi: <https://doi.org/10.1038/nature13959>

Tollefson, J (2020): Why deforestation and extinctions make pandemics more likely. Nature 584(7820), S. 175–176. doi: <https://doi.org/10.1038/d41586-020-02341-1>

TrinkwV - Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 99 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist

Trummer, M (2015): Die kulturellen Schranken des Gewissens – Fleischkonsum zwischen Tradition, Lebensstil und Ernährungswissen. In: Hirschfelder, G; Ploeger, A; Rückert-John, J; Schönberger, G (Hrsg.): Was der Mensch essen darf. Ökonomischer Zwang, ökologisches Gewissen und globale Konflikte. Springer VS, Wiesbaden, S. 63–79

Tuomisto, H; de Mattos, M (2011): Environmental impacts of cultured meat production. *Environmental Science & Technology* 45(14), S. 6117–6123

Tuomisto, H; Ellis, M; Hastrup, P (2014): Environmental impacts of cultured meat: alternative production scenarios. In: Schenck, R; Huizenga, D (Hrsg.): *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. Vashon, WA, USA: ACLCA; 2014, S. 1360–1366. JRC91013

UBA - Umweltbundesamt (in Vorbereitung): Analyse von Transformationsprozessen für Phosphor zur Weiterentwicklung der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung als Basis zur Maßnahmenentwicklung. FKZ 3718 72 211 0. Dessau-Roßlau

UBA - Umweltbundesamt (o.J.): CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau. Unter: https://uba.co2-rechner.de/de_DE/, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2013a): Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahr 2050. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/treibhausgasneutrales_deutschland_im_jahr_2050_langfassung.pdf

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2013b): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/globale_landflaechen_biomasse_bf_klein.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2014a): Ammoniak. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/ammoniak>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014b): Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahr 2050. Climate Change 07/2014. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/07_2014_climate_change_d_t.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2016): Stickstoffoxide. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/stickstoffoxide>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2017a): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/170829_uba_fachbroschue_wasserwirtschaft_mit_anderung_bf.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2017b): Veterinärmedizin, Tierarzneimittel, Umwelt – Wie kann die Tiermedizin Einträge vermindern? Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/tam_broschuere_tiermedizin_online.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2017c): Effekte von Tierarzneimitteln auf Nichtzielorganismen. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/dokumente/effekte-tierarzneimittel-auf-nichtzielorganismen-lang.pdf>

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2017d): Sind Biozideinträge in die Umwelt von besorgniserregendem Ausmaß? Empfehlungen des Umweltbundesamtes für eine Vorgehensweise zur Untersuchung der Umweltbelastung durch Biozide. Texte 15/2017. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-02-27_texte_2017-15_biozideintraege.pdf

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2017e): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland. Aktualisierte Ausgabe 2016. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/uba_fachbroschuere_umweltschaedliche-subventionen_bf.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2018a): Daten zur Umwelt 2018: Umwelt und Landwirtschaft. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2018-umwelt-landwirtschaft>

UBA - Umweltbundesamt (2018b): Feinstaub. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe-im-ueberblick/feinstaub>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2018c): Empfehlungen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/uba_pos_mikroverunreinigung_final_bf.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2018d): Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/181012_uba_hg_antibiotika_bf.pdf

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2018e): Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen Antworten auf häufig gestellte Fragen. Hintergrund. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/180919_uba_hg_nagetierefaq_bf_small.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2019a): German Emission Inventory (Trend der Luftschadstoff-Emissionen), Stand 19.12.2019. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen/trend-der-luftschadstoff-emissionen>

UBA - Umweltbundesamt (2019b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 bis 2018, Stand: 19.12.2019, Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2019_12_19_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.0.xlsx

UBA - Umweltbundesamt (2019c): UBA-Kurzposition zur Kohlendioxid-Entnahme aus der Atmosphäre – Carbon Dioxide Removal (sogenannte „negative Emissionen“). Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/uba-kurzposition_zur_kohlendioxid-entnahme_aus_der_atmosphaere_2019.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2019d): Rebound-Effekte. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/oekonomische-rechtliche-aspekte-der-rebound-effekte>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2020a): German Informative Inventory Report, Chapter 5 - NFR 3 - Agriculture, 3.B: Manure management. Unter: <https://iir-de-2020.wikidot.com/3-b-manure-management>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2020b): German Informative Inventory Report, Chapter 5 - NFR 3 - Agriculture, 3.D: Agricultural soils. Unter: <https://iir-de-2020.wikidot.com/3-d-agricultural-soils>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2020c): Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2020d): Daten zur Umwelt: Daten der deutschen Berichterstattung atmosphärischer Emissionen – Luftschadstoffe. Download unter:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/3-5_dzu_luftschadstoffe.xlsx

UBA - Umweltbundesamt (2020e): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2020. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2018. Climate Change 22/2020. Umweltbundesamt – UNFCCC-Submission. Download unter:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-04-15-climate-change_22-2020_nir_2020_de_0.pdf

UBA - Umweltbundesamt (2020f): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. Unter:

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft>, Stand: 04.02.2021

UBA - Umweltbundesamt (2020g): Stellungnahme des Umweltbundesamtes zum Referentenentwurf des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) 2021. Dessau-Roßlau. Download unter:

https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/Stellungnahmen/Stellungnahmen-EEG21/umweltbundesamt-01.pdf?__blob=publicationFile&v=6

UNCCD - United Nations Convention to Combat Desertification (2020): The Land in numbers 2019 – Risks and opportunities, Bonn

UNEP - United Nations Environment Programme (2016): UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern. doi: <https://doi.org/10.18356/4392feb8-en>

UNO - Organisation der Vereinten Nationen (1992a): Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on biological diversity)

UNO - Organisation der Vereinten Nationen (1992b): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen

UNO - Organisation der Vereinten Nationen (Hrsg.) (2019): Global Sustainable Development Report 2019: The Future is Now - Science for Achieving Sustainable Development. Vereinte Nationen, New York

UNO - Organisation der Vereinten Nationen (2020): Policy Brief: The Impact of COVID-19 on Food Security and Nutrition

van Bruggen, AHC; He, MM; Shin, K; Mai, V; Jeong, KC; Finckh, MR; Morris, JG (2018): Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. The Science of the Total Environment 616–617, S. 255–268. doi:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.309>

van de Plassche, E; Raffael, B (2011): Emission scenario document for product type 3. Veterinary hygiene biocidal products. Scientific and Technical Reports EUR 25116 EN - 2011, Institute for Health and Consumer Protection der Gemeinsamen Forschungsstelle (Joint Research Centre) der Europäischen Kommission. doi:

<https://doi.org/10.2788/29359>

Van der Sluijs, JP; Simon-Delso, N; Goulson, D; Maxim, L; Bonmatin, J-M; Belzunces, LP (2013): Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. Current Opinion in Environmental Sustainability 5(3–4), S. 293–305. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.007>

Van Huis, A; Van Itterbeeck, J; Klunder, H; Mertens, E; Halloran, A; Muir, G; Vantomme, P (2013): Edible insects. Future prospects for food and feed security. FAO Forestry Paper 171, Rom

VDI 3894 Blatt 1 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen - Haltungsverfahren und Emissionen - Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde, September 2011

VDLUFA - Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2012): Vorschlag zur Novellierung der Düngeverordnung. VDLUFA Arbeitskreis Nachhaltige Nährstoffhaushalte. Download unter: https://www.vdlufa.de/download/AK_Nachhaltige_Naehrstoffhaushalte.pdf

VDLUFA - Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2018): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf - Standpunkt. Speyer. Download unter: https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/2018_Standpunkt_P-Duengung.pdf

Vidaurre, R; Lukat, E; Steinhoff-Wagner, J; Ilg, Y; Petersen, B; Hannappel, S; Möller, K (2016): Konzepte zur Minderung von Arzneimiteleinträgen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in die Umwelt. Fachbroschüre. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2546/publikationen/fachbroschuere_tam_final.pdf

Wageningen University & Research (2019): Duckweed as a new sustainable source of protein for human consumption. Unter: <https://www.wur.nl/en/project/Duckweed-as-a-new-sustainable-source-of-protein-for-human-consumption.htm>, Stand: 02.02.2021

Wales, AD; Davies, RH (2015): Co-Selection of Resistance to Antibiotics, Biocides and Heavy Metals, and Its Relevance to Foodborne Pathogens. *Antibiotics* 4(4), S. 567–604. doi: <https://doi.org/10.3390/antibiotics4040567>

WBAE -Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015): Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung, Gutachten, Berlin

WBAE -Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020): Politik für eine nachhaltigere Ernährung, Gutachten, Berlin

WBAE -Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft; WBW - Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie der nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung, Gutachten, Berlin

WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2011): Welt im Wandel, Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation, Hauptgutachten, Berlin

WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration, Hauptgutachten, Berlin

WCRF - World Cancer Research Fund; AICR - American Institute for Cancer Research (2020): Der Dritte Expertenbericht. Ernährung, körperliche Aktivität und Krebs: eine globale Perspektive des World Cancer Research Fund und des American Institute for Cancer Research

WD - Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages (2020): Ausarbeitung WD 5 - 3000 - 070/20. Zoonosen und Tierhaltung. Fachbereich WD 5: Wirtschaft und Verkehr, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Webb, P; Benton, TG; Beddington, J; Flynn, D; Kelly, NM; Thomas, SM (2020): The urgency of food system transformation is now irrefutable. *Nature Food* 1(10), S. 584–585. doi: <https://doi.org/10.1038/s43016-020-00161-0>

Weißensteiner, R; Winckler, C (2019): Tierwohl und Umweltschutz – Zielkonflikt oder Win-Win-Situation. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 51/2019. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-23_texte_51-2019_tierwohl-umweltschutz.pdf

Westley, F; Olsson, P; Folke, C; Homer-Dixon, T; Vredenburg, H; Loorbach, D; Thompson, J; Nilsson, M; Lambin, E; Sendzimir, J; Banerjee, B; Galaz, V; van der Leeuw S (2011): Tipping Toward Sustainability: Emerging Pathways of Transformation. *Ambio* 40(7), S. 762–780. doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0186-9>

Westphal-Settele, K; Konradi, S; Balzer, F; Schönfeld, J; Schmithausen, R (2018): Die Umwelt als Reservoir für Antibiotikaresistenzen: Ein wachsendes Problem für die öffentliche Gesundheit? *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 61(5), S. 533–542. doi: <https://doi.org/10.1007/s00103-018-2729-8>

WHO - Weltgesundheitsorganisation (2020): Regional Office for Europe: Health topics, Disease Prevention: Nutrition. Unter: <https://www.euro.who.int/en/health-topics/disease-prevention/nutrition/nutrition>, Stand: 04.02.2021

Willett, W; Rockström, J; Loken, B; Springmann, M; Lang, T; Vermeulen, S; Garnett, T; Tilman, D; DeClerck, F; Wood, A; Jonell, M; Clark, M; Gordon, LJ; Fanzo, J; Hawkes, C; Zurayk, R; Rivera, JA; De Vries, W; Majele Sibanda, L; Afshin, A; Chaudhary, A; Herrero, M; Agustina, R; Branca, F; Lartey, A; Fan, S; Crona, B; Fox, E; Bignet, V; Troell, M; Lindahl, T; Singh, S; Cornell, SE; Srinath Reddy, K; Narain, S; Nishtar, S; Murray, CJL (2019): Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393(10170), S. 447–492. doi: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

Winckler, C; Engels, H; Hund-Rinke, K; Luckow, T; Simon, M; Steffens, G (2004): Verhalten von Tetrazyklinen und anderen Veterinärantibiotika in Wirtschaftsdünger und Boden (Wirkung von Tetrazyklinen und anderen Tierarzneimitteln auf die Bodenfunktion). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 44/2004. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2812.pdf>

Wohde, M; Berkner, S; Junker, T; Konradi, S; Schwarz, L; Düring, RA (2016): Occurrence and transformation of veterinary pharmaceuticals and biocides in manure: a literature review. *Environmental Sciences Europe* 28(1), S. 23. doi: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0091-8>

Wolff, F; Heyen, DA; Brohmann, B; Griebhammer, R; Jacob, K; Graaf, L (2018): Transformative Umweltpolitik: Nachhaltige Entwicklung konsequent fördern und gestalten. Ein Wegweiser für den Geschäftsbereich des BMU. Leitfäden und Handbücher. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/transformative_umweltpolitik_nachhaltige_entwicklung_konsequent_foerdern_und_gestalten_bf.pdf

WRI - World Resource Institute (Hrsg.) (2018): World Resource Report: Creating a Sustainable Food Future – A Menu of Solutions to Feed Nearly 10 Billion People by 2050. Synthesis Report

WRRL: siehe EU-RL 2000/60