



Klimaschutzstudie zu landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in Nordrhein-Westfalen

Status Quo und Minderungsmöglichkeiten

Klimaschutzstudie

zu landwirtschaftlichen
Treibhausgasemissionen in NRW

Status quo und
Minderungsmöglichkeiten

Impressum

Herausgeber

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen

Nevinghoff 40

48147 Münster

Tel.: 0251 2376-0

E-Mail: info@lwk.nrw.de

www.landwirtschaftskammer.de

Redaktion

Geschäftsbereich 2 Standortentwicklung, Ländlicher Raum

Team Ressourcenschutz

Autoren

Jürgen Boerman

Thomas Böcker

Tobias Heggemann

Simon Ickerott

Caroline Labonte

Ulrike Lemke

Stefan Leuer

Petra Paffrath

Jasmin Temme

Elisabeth Verhaag

Henner Vosbeck

Jochen Krieg

Titelfotos

Simon Ickerott

Petra Paffrath

[Unsplash.com](https://unsplash.com)

Umschlaggestaltung

Vivien Dieckmann

Köln, im September 2024



Im Auftrag des

Ministeriums für Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis.....	IX
1 Einführung und Problemstellung	1
2 Datenherkunft und Grundlagen der Bilanzierung von Treibhausgasemissionen.....	2
2.1 Datenherkunft	2
2.2 Grundlagen der Bilanzierung.....	2
2.3 Systemgrenzen.....	5
3 Nationaler Inventarbericht	7
3.1 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zum Pflanzenbau.....	7
3.1.1 Aktivitätsdaten zum Mineraldünger	11
3.1.2 Aktivitätsdaten zu Wirtschaftsdüngern	13
3.1.3 Aktivitätsdaten zu Kompost und Klärschlamm	15
3.1.4 Aktivitätsdaten zu landwirtschaftlicher Nutzfläche, Erträgen und Ernteresten	15
von Winterweizen	15
3.1.5 Emissionsfaktoren für direkte und indirekte Lachgas-Emissionen.....	16
3.2 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zu Milchkühen	18
3.2.1 Aktivitätsdaten zur Fütterung der Milchkühe in NRW.....	20
3.2.2 Aktivitätsdaten Stickstoffausscheidung der Milchkühe in NRW	21
3.2.3 Aktivitätsdaten zum Wirtschaftsdüngermanagement von Milchkühen	24
3.2.4 Emissionsfaktoren der enterischen Fermentation	25
3.2.5 Emissionsfaktoren der Wirtschaftsdüngerlagerung von Rindergülle und -mist.....	25
3.3 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zu Mastschweinen.....	28
3.3.1 Aktivitätsdaten zur Fütterung der Mastschweine in NRW	30
3.3.2 Aktivitätsdaten zur Stickstoffausscheidung der Mastschweine in NRW.....	31
3.3.3 Aktivitätsdaten zum Wirtschaftsdüngermanagement und zur Abluftreinigung	31
in der Schweinemast	31
3.3.4 Emissionsfaktoren zur Wirtschaftsdüngerlagerung von Schweinegülle und -mist.....	33
3.4 Fazit zu den Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren aus dem Nationalen	35
Inventarbericht.....	35

3.5	Darstellung der Treibhausgas-Emissionen des Sektors Landwirtschaft in NRW	35
3.5.1	Emissionen aus enterischer Fermentation	38
3.5.2	Emissionen aus Düngewirtschaft und Gülle-Management	40
3.5.3	Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden	42
3.5.4	Emissionen aus Kalkung	44
3.5.5	Emissionen aus Harnstoffanwendungen	44
3.5.6	Emissionen aus Vergärung von Energiepflanzen	45
3.5.7	Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Land- und Forstwirtschaft	45
3.6	Fazit Nationaler Inventarbericht.....	47
3.7	LULUCF	49
3.7.1	Organische Böden und Feuchtgebiete in NRW	52
3.7.2	Der Boden als Kohlenstoffspeicher: Aufbau und Erhalt von Humus..... unter Ackernutzung	57
3.7.3	Fazit LULUCF	58
4	Treibhausgas-effizienz der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen	59
4.1	Bilanzierung Einzelbetrieblicher Klimabilanzen (BEK)	59
4.1.1	Grundlagen der Treibhausgasberechnung nach BEK.....	59
4.1.2	Treibhausgasquellen unterschiedlicher Betriebszweige	60
4.1.3	Allokation entstandener Treibhausgasemissionen,, Treibhausgasflüsse zwischen Produktionsverfahren und Humus C-Veränderungen..	63
4.2	Treibhausgas-effizienz im Winterweizenanbau	65
4.2.1	Abgrenzung des Produktionszweigs Winterweizen.....	65
4.2.2	Erforderliche betriebliche Daten	65
4.2.3	Entwicklung 1990–2021	67
4.2.4	Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren im Winterweizenanbau	68
4.3	Treibhausgas-effizienz Milcherzeugung	73
4.3.1	Abgrenzung der Produktionszweige Milcherzeugung und Jungrinderaufzucht	73
4.3.2	Erforderliche betriebliche Daten	73
4.3.3	CO ₂ -Fußabdruck Milch der Beispielbetriebe	73
4.3.4	Zusammensetzung des CO ₂ -Fußabdrucks Milch.....	76
4.3.5	Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren der Milcherzeugung	79
4.4	Treibhausgas-effizienz Schweinemast	87

4.4.1	Der „Standardbetrieb“ in der Schweinemast	90
4.4.2	Der Ebermastbetrieb	91
4.4.3	Der Duroc-Mastbetrieb	92
4.4.4	Schweinemast mit Nebenprodukten in der Fütterung	93
4.4.5	Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren in der Schweinemast	94
4.5	Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz	98
4.5.1	Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz in der Weizenproduktion ..	98
4.5.2	Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz in der Milchproduktion	99
4.5.3	Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz in der Schweinemast	100
4.5.4	Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz	
	bei Wirtschaftsdüngerlagerung und Energieeinsatz	101
4.6	Kohlenstoffopportunitätskosten	102
4.7	Fazit zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz	103
5	Abschätzung der Wirkung übergreifender Trends auf die Treibhausgasemissionen der	
	Landwirtschaft in NRW	104
5.1	Potentielle Entwicklung im Pflanzenbau	104
5.2	Potentielle Entwicklung in der Tierhaltung in NRW	105
5.2.1	Entwicklung der Rinder in NRW und Trend der Emissionen	106
5.2.2	Entwicklung der Schweine in NRW und Trend der Emissionen	108
6	Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für Maßnahmen zur weiteren	
	Reduzierung von Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft in NRW	111
6.1	Verbesserung der Datengrundlagen	113
6.2	Sicherstellung von Wissenstransfer	116
6.3	Maßnahmenumsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben	116
6.4	Stärkung der Wirtschaftsdüngervergärung tierischer Herkunft	118
7	Zusammenfassung	120
8	Literaturverzeichnis	122

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Treibhausgasemissionen in der landwirtschaftlichen Produktion	3
Abbildung 2: Methodische Komplexität der Ebenen	4
Abbildung 3: Bilanzgrenzen für den nationalen Inventarbericht.....	5
Abbildung 4: Ökobilanzkreislauf	6
Abbildung 5: Aktivitätsdaten im Pflanzenbau	8
Abbildung 6: Anwendung von Stickstoff-Mineraldüngern in NRW	11
Abbildung 7: Entwicklung des Mineraldüngereinsatzes in NRW 2001/02 - 2020/21	12
Abbildung 8: Einsatz mineralischer Stickstoffdüngemittel in NRW	12
Abbildung 9: Anwendung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten in NRW	14
Abbildung 10: Entwicklung der Mindestwirksamkeit der Stickstoffmenge von..... Wirtschaftsdüngern und Gärresten in NRW	14
Abbildung 11: Anwendung von Kompost und Klärschlamm in NRW	15
Abbildung 12: Entwicklung der Erträge und Gesamtmengen Winterweizen in NRW	16
Abbildung 13: Zusammenhang der Aktivitätsdaten von Milchkühen	18
Abbildung 14: Entwicklung der Tierzahlen seit 1990 (100 %) von Rindern in NRW	19
Abbildung 15: Entwicklung der Milchleistung und Milchmenge in NRW	19
Abbildung 16: Regionaler Tierbesatz von Rindern in NRW	20
Abbildung 17: Entwicklung der N-Ausscheidungen der Milchkühe in NRW von 1990 – 2021	23
Abbildung 18: Wirtschaftsdüngermanagement von Milchkühen in NRW von 1990 - 2021	24
Abbildung 19: Anteil der Vergärung von Rindergülle und -mist in Biogasanlagen.....	24
Abbildung 20: Entwicklung der Lagerung von Rindergülle in Deutschland von 1990 – 2021.....	27
Abbildung 21: Zusammenhang der Aktivitätsdaten der Mastschweine	28
Abbildung 22: Entwicklung der Tierzahlen seit 1990 (100 %) von Schweinen in NRW.....	29
Abbildung 23: Regionaler Tierbesatz von Schweinen in NRW	29
Abbildung 24: Fütterungsstrategien von Mastschweinen zwischen 2015 und 2019	30
Abbildung 25: Entwicklung der täglichen Gewichtszunahmen und der Stickstoffausscheidungen von Mastschweinen von 1990 – 2021	31
Abbildung 26: Mastschweine Wirtschaftsdüngermanagement in NRW	32
Abbildung 27 Anteil der Vergärung von Schweinegülle in Biogasanlagen	32
Abbildung 28: Entwicklung der Stickstoffminderung in kg N pro Jahr durch..... Abluftreinigungsanlagen in der Schweinemast von 1990 - 2021	33
Abbildung 29: Entwicklung der Emissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft	36
Abbildung 30: Methan-Emissionen aus der enterischen Fermentation in NRW	39
Abbildung 31: Methan-Emissionen aus der enterischen Fermentation von Rindern in NRW	39
Abbildung 32: Methan-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in NRW	40
Abbildung 33 Lachgas-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in NRW	41
Abbildung 34: Entwicklung der direkten Lachgasemissionen aus der Nutzung von..... landwirtschaftlichen Böden in NRW.....	43

Abbildung 35: Entwicklung der indirekten Lachgasemissionen aus der Nutzung von.....	
landwirtschaftlichen Böden in NRW.....	43
Abbildung 36: Entwicklung der CO ₂ -Emissionen aus der Kalkung in NRW.....	44
Abbildung 37: CO ₂ -Emissionen aus der Anwendung von harnstoffhaltigen Düngemitteln in NRW	45
Abbildung 38: Zusammensetzung der Hauptemissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft	47
Abbildung 39: Entwicklung der THG-Emissionen für den Sektor LULUCF in NRW	50
Abbildung 40: Definition von Moor- und Anmoorhorizonten.....	53
Abbildung 41: Anteil organischer Böden nach GLÖZ 2 an der landwirtschaftlichen Fläche auf.....	
Gemeindeebene	54
Abbildung 42: THG-Emissionen aus den unterschiedlichen LULUCF-Landnutzungskategorien	
auf organischen Böden in NRW	55
Abbildung 43: Projizierte durchschnittliche Veränderungen des Gehalts an organischem	
Kohlenstoff von Ackerland bzw. Grünland zwischen 2000 und 2095 unter den	
Bedingungen des Klimawandels und verschiedener Szenarien für den	
Kohlenstoffeintrag	58
Abbildung 44: Systematik der Treibhausgasbilanzierung nach BEK	60
Abbildung 45: Beispielhafte Treibhausgasflüsse zwischen Produktionsverfahren	63
Abbildung 46: Bewertung von Humus-C-Veränderungen	64
Abbildung 47: CO ₂ -Fußabdruck im konventionellen Winterweizenanbau in NRW	67
Abbildung 48: Entwicklung der Ertrags- und Düngedaten zur Ermittlung des Winterweizen	
CO ₂ -Fußabdrucks	68
Abbildung 49: Winterweizen Ceteris Paribus-Szenarien im Vergleich zum.....	
Durchschnittsszenario – Absolute Emissionen.....	70
Abbildung 50: Winterweizen Ceteris Paribus-Szenarien im Vergleich zum.....	
Durchschnittsszenario – Relative Emissionen.....	70
Abbildung 51: Winterweizen multifaktorielle Szenarien im Vergleich zum.....	
Durchschnitt – Absolute Emissionen	71
Abbildung 52: Winterweizen multifaktorielle Szenarien im Vergleich zum.....	
Durchschnitt – Emissionen relativ zum Ertrag	72
Abbildung 53: Quellen der Emissionen im Ist-Betrieb Milcherzeugung	77
Abbildung 54: Zusammensetzung des CO ₂ -Fußabdruck für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb.....	78
Abbildung 55: Reduktionspotenziale im Bereich Fütterung für den Grünlandbetrieb	80
Abbildung 56: Reduktionspotenziale im Bereich Fütterung für den Ackerfutterbetrieb	80
Abbildung 57: Reduktionspotenzial der Milcherzeugung im Bereich Remontierung	82
Abbildung 58: CO ₂ -Fußabdruck für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb bei Verwertung	
von Gülle und Mist in einer Biogasanlage	83
Abbildung 59: Reduktionspotenzial für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb je Tier und Jahr	
bei Verwertung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage	83
Abbildung 60: Standard-Beispielbetrieb in der Schweinemast nach BEK	90
Abbildung 61: Beispielbetrieb Ebermast nach BEK	91
Abbildung 62: Beispielbetrieb Duroc-Mastbetrieb nach BEK	92

Abbildung 63: Beispielbetrieb Schweinemast mit Einsatz von Nebenprodukten nach BEK	93
Abbildung 64: Verbesserungspotential Standardbetrieb in der Schweinemast	94
Abbildung 65: Verbesserungspotential Beispielbetrieb Ebermast	95
Abbildung 66: Verbesserungspotential Futterkomponenten Duroc-Betrieb	96
Abbildung 67: Entwicklung Tier haltender Betriebe in NRW 1999 – 2023	106
Abbildung 68: Entwicklung der Rinderbestände und Rinder haltenden Betriebe in NRW 2010 - 2023	109
Abbildung 69: Entwicklung der Milchviehbestände und Milchvieh haltenden Betriebe in NRW 2010 - 2023	108
Abbildung 70: Entwicklung der Schweinebestände und Schweine haltenden Betriebe in NRW 2010 – 2023	109
Abbildung 71: Entwicklung der Sauenbestände und Sauen haltenden Betriebe in NRW 2010 – 2023	110

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: GWP 100 der Treibhausgase Methan und Lachgas	4
Tabelle 2: Veränderung der Anwendung von ausgewählten Stickstoffdüngern von 1990 zu 2021...	9
Tabelle 3: Mindestwirksamkeit aus organischen Düngemitteln	10
Tabelle 4: Emissionsfaktoren für direkte N ₂ O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden	17
Tabelle 5: Emissionsfaktoren für direkte N ₂ O-Emissionen aus der Bewirtschaftung von organischen Böden	18
Tabelle 6: Futterzusammensetzung in dt TM für eine Milchleistung von 8.000 kg ECM	21
Tabelle 7: Arithmetischer Mittelwert aller Einzelwerte des Monats in 2021	23
Tabelle 8: Emissionsfaktoren für die Lagerung von Rindergülle	26
Tabelle 9: Entwicklung der Ammoniak-, Lachgas- und Methanemission aus der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung von Rindergülle in Deutschland	27
Tabelle 10: Emissionsfaktoren für die Lagerung von Schweinegülle	34
Tabelle 11: Entwicklung der Ammoniak-, Lachgas- und Methanemission aus der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung von Schweinegülle in Deutschland	34
Tabelle 12: Entwicklung der Emissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft 1990-2021	37
Tabelle 13: Prozentualer Anteil der Tierbestände in Deutschland und NRW im Jahr 2021	38
Tabelle 15: Emissionswerte für stationäre Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft in NRW 2020	46
Tabelle 16: Emissionswerte für mobile Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft in NRW 2019	47
Tabelle 17: Veränderung der Emissionen in NRW 2021 nach AR 4 und AR 5	48
Tabelle 18: Veränderung der GWP nach AR 4 und AR 5	48
Tabelle 19: Definition der Landnutzungskategorien und -Subkategorien	51
Tabelle 20: Darstellung der Flächenumfänge landwirtschaftlich genutzter Fläche in der Landesmoorkulisse nach Nutzungsart in den Regierungsbezirken und für NRW	54
Tabelle 21: Kategorisierung der Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau	61
Tabelle 22: Treibhausgasquellen in der Tierhaltung	62
Tabelle 23: Ausgewählte Daten zur Erstellung der Klimabilanz im Winterweizen	66
Tabelle 24: Eingabedaten zu Tierbestand und Leistung der beiden Beispielbetriebe Milcherzeugung	74
Tabelle 25: Futtereinsatz für Beispielbetriebe Milcherzeugung	75
Tabelle 26: Treibhausgasemissionen der Beispielbetriebe Milcherzeugung	76
Tabelle 27: Abgänge und Abgangsursachen	81
Tabelle 28: Reduktionspotenziale für den CO ₂ -Fußabdruck einzelner Maßnahmen im Ackerfutter- und Grünlandbetrieb	85
Tabelle 29: CO ₂ -Reduktionspotenziale für die Gesamtemissionen pro Tier und Jahr einzelner Maßnahmen im Ackerfutter- und Grünlandbetrieb	86
Tabelle 30: Tierbestand und Leistung der Treibhausgaseffizienz Schweinemast	87

Tabelle 31: Haltung und Wirtschaftsdüngerlagerung in der Schweinemast	88
Tabelle 32: Energieeinsatz in der Schweinemast	88
Tabelle 33: Produktionstechnische Kennzahlen in der Schweinemast.....	89

Abkürzungsverzeichnis

AFP	Agrarinvestitionsförderungsprogramm
AHL	Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung
AK1	Arbeitskreis für Betriebsführung Köln-Aachener Bucht
AR	Assessment Report des Intergovernmental Panel on Climate Change
BEE	Besondere Erntermittlung, Besondere Erntermittlung
BEK-Standard	Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen
BMEL	Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft
BO	Maximale Methanproduktionskapazität
Ca(CO ₃)	Calciumcarbonat
CaMg(CO ₃)	Dolomit
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ eq	CO ₂ -Äquivalente
Corg	Organischer Kohlenstoff
d	Tage
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft e.V.
dm	Dezimeter
dt	Dezitonnen
DüV	Düngeverordnung
ECM	Energie korrigierte Milch
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EF	Emissionsfaktor
FM	Frischmasse
g	Gramm
GWP	Global Warming Potential
GWP100	Global Warming Potential Bezugsgröße 100 Jahre
h	Stunde
ha	Hektar
i.d.r.	In der Regel
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K ₂ O	Kaliumoxid
KAS	Kalkammonsalpeter
kg	Kilogramm
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
LF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LKV	Landeskontrollverband Nordrhein-Westfalen
LM	Lebendmasse

LULUCF.....	Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
MCF	Methan-Umwandlungs-Kapazität
mg.....	Milligramm
Mio.....	Millionen
MLF.....	Milchleistungsfutter
mm.....	Millimeter
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
NEL.....	Netto Energie Laktation
NH ₃	Ammoniak
NV.....	Nährstoffvergleich
nXP	Nutzbares Protein am Darm
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid
PB	Betriebsmitteleinsatz im Pflanzenbau
PF	THG-Emissionen in der Pflanzenproduktion
pl	Tierplatz
PN.....	Treibhausgasgutschriften für Nebenprodukte
PSM.....	Pflanzenschutzmittel
PuDaMa.....	punktgenaue Düngerapplikation im Mais
SI	Internationales Einheitensystem
t	Tonnen
TAN.....	total ammonium nitrogen
TB	Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz
THG	Treibhausgas
TM.....	Trockenmasse
TV	Treibhausgasemissionen aus enterischer Fermentation
TW	Treibhausgasemissionen aus Wirtschaftsdünger
UBA	Umweltbundesamt
v.a.	Vor allem
VDLUFA.....	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VS	Verdauliche Substanz
WD.....	Wirtschaftsdünger
Ø	Durchschnittlich

1 Einführung und Problemstellung

Die vorliegende Studie verfolgt das Ziel, einen umfassenden Überblick über die Entwicklung und den aktuellen Stand der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in Nordrhein-Westfalen zu geben. Des Weiteren werden Maßnahmen und Potenziale zur Verringerung dieser Emissionen aufgezeigt, die im Kontext der europäischen Klimapolitik und nationaler Klimaschutzbestrebungen eine besondere Bedeutung erlangen. Im Rahmen der Studie erfolgt eine detaillierte Betrachtung der Hauptquellen landwirtschaftlicher Emissionen, darunter die Tierhaltung, die Düngemittelanwendung und die Bodenbewirtschaftung.

Die Landwirtschaft nimmt eine bedeutsame Rolle im globalen Klimasystem ein, sowohl als Quelle von Treibhausgasemissionen als auch als potenzieller Sektor für deren Minderung. In Nordrhein-Westfalen, einem der am dichtesten besiedelten und wirtschaftlich bedeutendsten Bundesländer Deutschlands, stellt die Reduktion landwirtschaftlicher Treibhausgase eine besondere Herausforderung dar. Die wichtigsten Treibhausgase, die aus der Landwirtschaft emittiert werden, sind Methan und Lachgas, denen jeweils eine wesentlich höhere Treibhauswirkung als Kohlendioxid zugerechnet wird.

Deutschland hat sich international verpflichtet, jährlich ein Emissionsinventar für Treibhausgase und Luftschadstoffe zu berechnen. Die Berichterstattung findet getrennt nach Sektoren statt. Für den Sektor Landwirtschaft werden die erforderlichen Daten vom Umweltbundesamt und dem Thünen-Institut erfasst. Mit Blick auf den Sektor Landwirtschaft ist festzustellen, dass die zur Berechnung zur Verfügung stehenden Datengrundlagen mitunter durch Schätzungen und die Annahme von Durchschnittswerten ergänzt werden müssen. Daten zu regionalen Bewirtschaftungspraktiken und insbesondere zu einzelbetrieblichen Voraussetzungen und Besonderheiten sind in der Regel nicht strukturiert verfügbar und können folglich nicht berücksichtigt werden.

Nach Berechnungen des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen auf Basis der Daten der sektoralen Berichterstattung für Deutschland verursachte die Landwirtschaft in 2021 etwa 3 % der Gesamtemissionen von Nordrhein-Westfalen. Wenngleich der Anteil gering ist, entbindet das nicht von der Notwendigkeit und der gesetzlichen Verpflichtung, auch die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Zur Erreichung der Ziele ist es zunächst wichtig, den Status quo präzise zu erfassen und zu analysieren.

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die sektorale Berichterstattung lediglich die absoluten Emissionen abbildet, ohne diese auf die Menge der produzierten Güter zu beziehen. Dies bedingt, dass Fragen zum wichtigen Aspekt der produktbezogenen Klimateffizienz anhand dieser Daten nicht beantwortet werden können. Im Rahmen dieser Studie werden daher produktspezifische Treibhausgasbilanzen auf Basis regionaltypischer Betriebsszenarien kalkuliert. Exemplarisch werden die Produkte Weizen, Milch und Schweinefleisch betrachtet, da diese in Nordrhein-Westfalen eine zentrale Rolle spielen.

Dies ist die Basis für die zielgerichtete Förderung von Innovationen und der Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen. Die Ergebnisse dieser Studie sollen daher nicht nur zur wissenschaftlichen Debatte beitragen, sondern auch als Grundlage für politische Entscheidungen und praktische Umsetzungsstrategien dienen.

2 Datenherkunft und Grundlagen der Bilanzierung von Treibhausgasemissionen

2.1 Datenherkunft

Die gesamte Erfassung und Bewertung der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in NRW erfordert die Betrachtung zweier voneinander unabhängiger Bilanzierungsverfahren. Es gilt, sowohl die bundesweite sektorale Berichterstattung als auch produktbezogene Klimabilanzen unter Berücksichtigung einzelbetrieblicher Parameter zu analysieren.

Das Umweltbundesamt veröffentlicht jährlich im Frühjahr einen Bericht, der die Treibhausgasemissionen des Vorjahres nach festgelegten Sektoren aufschlüsselt. In diesem sog. Nationalen Inventarbericht bildet die Landwirtschaft einen eigenen Sektor. Der Nationale Inventarbericht ist Basis für die Formulierung der gesetzlichen Klimaziele und gleichzeitig der wichtigste Indikator zu deren Erreichung. Die landwirtschaftlichen Daten werden durch das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz für Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt. In dieser Studie werden ergänzend Daten des sog. Nährstoffberichtes NRW 2021 in die sektorale Bilanz einbezogen, um die Angaben im Bereich der Düngung und Tierhaltung zu verifizieren und bei Bedarf zu ergänzen. Die Datenverfügbarkeit für die Erstellung des Nationalen Inventarberichts, der Aussagen auf Bundes-, Länder- und Kreisebene macht, ist sehr unterschiedlich. Insbesondere für die Kreisebene liegen mitunter keine oder nur unzureichende statistische Daten vor, was das Zurückgreifen auf Schätzungen und die Verwendung von bundes- oder landesweiten Durchschnittswerten erforderlich macht.

Die Erstellung produktbezogener Klimabilanzen ist essenziell, um Aussagen zur Effizienz zu treffen und Vergleichbarkeit von unterschiedlichen Produktionsverfahren herzustellen. Dieser Ansatz erfordert stets eine betriebsindividuelle Betrachtung. Die dazu erforderlichen Daten sind sehr umfassend und können zumindest teilweise nur unter Mitwirkung der Betriebsleitungen zur Verfügung gestellt werden. Zur exemplarischen Ermittlung der Treibhausgasbilanzen von Winterweizen, Milch und Schweinefleisch werden daher im Rahmen dieser Studie Daten und Klimabilanzen berücksichtigt, die auf landwirtschaftlichen Praxisbetrieben erfasst wurden.

2.2 Grundlagen der Bilanzierung

In der Klimabilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe spielen Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) als direkte Treibhausgasemissionen (Abbildung 1) eine entscheidende Rolle. Zusätzlich wird Ammoniak (NH_3) als indirekt wirksames Treibhausgas in die Berechnung der einzelbetrieblichen Klimabilanzen mit einbezogen, da es bei der Deposition von NH_3 zu N_2O Emissionen kommen kann, die wiederum direkt klimarelevant sind.

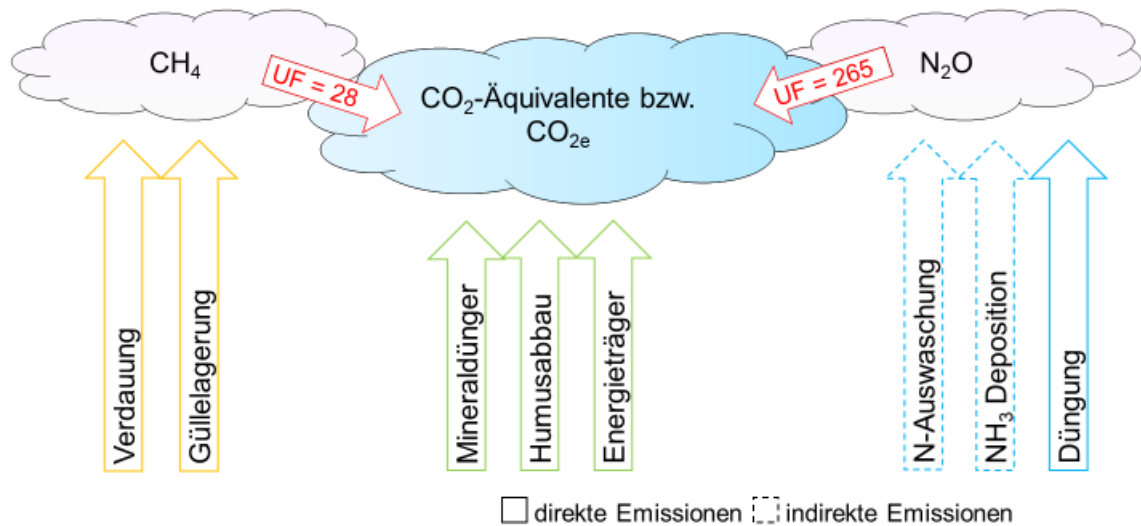


Abbildung 1: Treibhausgasemissionen in der landwirtschaftlichen Produktion (eigene Darstellung)

Der Begriff „Emission“ beschreibt den Vorgang des Übertritts eines Stoffes in die Atmosphäre (VDI 2450). Zur Berechnung der Emissionen werden die sog. Aktivitätsdaten, das heißt die jeweilige Menge der Emissionsquelle, mit dem entsprechenden Emissionsfaktor multipliziert. Der Emissionsfaktor bezeichnet dabei den Umrechnungsfaktor, der angibt, wie groß die Emission pro Einheit ist.

Formel 1: Berechnung der Emission pro Einheit

$$\text{Aktivitätsdaten} \times \text{Emissionsfaktor} = \text{Emission}$$

Beispiel für 500 Liter Diesel: $500 \text{ Liter} \times 2,65 \text{ kg CO}_2/\text{Liter Diesel} = 1.325 \text{ kg CO}_2$ bzw. $1,325 \text{ t CO}_2$

Für die in der Studie verwendeten Aktivitätsdaten, wie beispielsweise Diesel oder Düngemittel, werden unterschiedliche Datenquellen genutzt. Hierzu wird auf offizielle Statistiken, Datenbanken sowie offizielle und eigene Erhebungen zurückgegriffen. Die Emissionsfaktoren sind individuell für die verschiedenen Aktivitätsdaten, für Düngemittel beispielsweise unter Einbeziehung von Ausbringtechniken und Einarbeitungszeiten, erstellt worden (Rösemann et. al 2023).

Um die Treibhausgasemissionen miteinander vergleichen zu können werden sie in CO₂-Äquivalente (CO₂eq) umgerechnet. Diese Umrechnung der einzelnen Treibhausgase soll ihrem unterschiedlichen Beitrag zur Erderwärmung Rechnung tragen. Dazu werden die Emissionen mit dem sogenannten „Global Warming Potential“ (GWP) verrechnet. Das Potenzial der Treibhausgase wird dabei in Relation zu CO₂ betrachtet, dass ein GWP von 1 hat.

Formel 2: Berechnung vom Treibhausgaspotential der Emissionen

$$\text{Emission} \times \text{GWP}_{100} = \text{CO}_2\text{eq}$$

Die in dieser Studie genutzten Umrechnungsfaktoren der Treibhausgase CH₄ und N₂O in CO₂eq werden vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) vorgegeben und beziehen sich auf den GWP₁₀₀, also auf den Zeithorizont von 100 Jahren. Das IPCC ist eine Institution der Vereinten Nationen

und wird oft als „Weltklimarat“ bezeichnet. In seinem Auftrag wird von Fachleuten in regelmäßigen Abständen der aktuelle Stand zum Klimawandel zusammengetragen und aus wissenschaftlicher Sicht bewertet.

Tabelle 1: GWP 100 der Treibhausgase Methan und Lachgas (IPCC 2014)

Treibhausgas	GWP 100
Methan CH ₄	28
Lachgas N ₂ O	265
Kohlendioxid	1

Aus der Tabelle 1 geht hervor, dass das Treibhausgas N₂O eine 265-mal so hohe Klimawirksamkeit aufweist wie CO₂, während Methan eine 28-mal so hohe Klimawirksamkeit aufweist.

Die IPCC-Richtlinien sehen unterschiedlich komplexe Methoden zur Schätzung der Emissionen für jedes Treibhausgas vor. Diese methodischen Stufen werden als „Tiers“ bezeichnet. Es gibt drei IPCC-Stufen, wobei mit jeder Stufe der Komplexitätsgrad zunimmt (Abbildung 2). Die erste Stufe ist mit dem internationalen Ansatz sehr allgemein gefasst, die dritte dagegen verlangt spezielle Daten und die Ergebnisse gelten als vergleichsweise präzise.

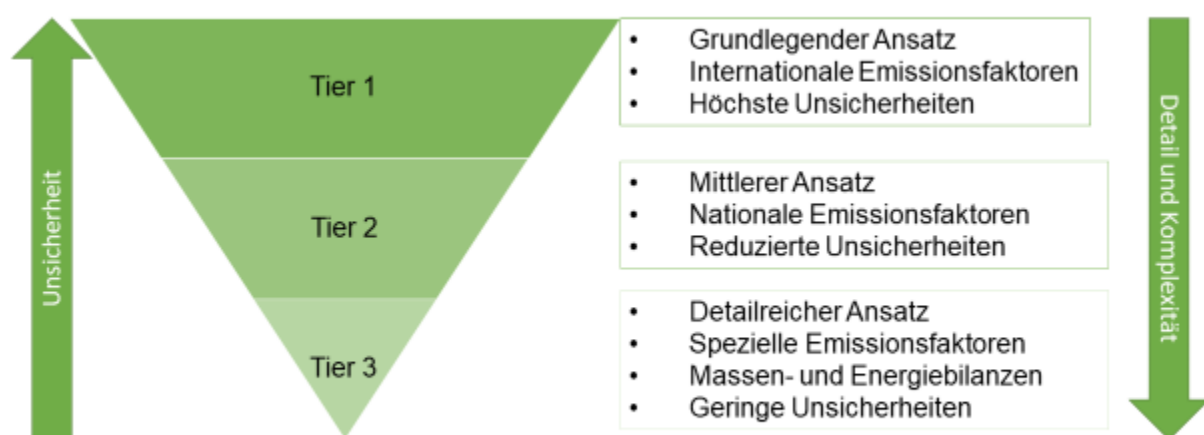


Abbildung 2: Methodische Komplexität der Ebenen (verändert nach Booyen et al 2018)

Auf diese methodischen Stufen wird im weiteren Verlauf der Studie Bezug genommen und erläutert welcher Stufe der Berechnung angewendet wird.

Auf Grund der besseren Verständlichkeit werden in der Klimaschutzstudie an Stelle der normalerweise verwendeten SI-Einheiten die geläufigeren Bezeichnungen genutzt. Dies wird exemplarisch deutlich bei der SI-Einheit Gigagramm, die in der Studie entsprechend in 1.000 Tonnen angegeben wird.

2.3 Systemgrenzen

Nachfolgend werden die unterschiedlichen Systemgrenzen bei der Sektorbilanz und der produktbezogenen Bilanzierung erläutert.

Im Kapitel 3, dem nationalen Inventarbericht, werden alle Emissionen nach Quellen zugeordnet und beschreiben eine territoriale Sektorbilanz (Abbildung 3). Die kleinste verfügbare Einheit stellt die Kreisebene dar. Die Ergebnisse aller Kreise ergeben die Bilanz für das Bundesland, und die Summe aller Bundesländer ergibt das Ergebnis für Deutschland. Die Ergebnisse werden vom Thünen Institut als Jahreswerte veröffentlicht und stehen für die Jahre 1990 bis 2021 zur Verfügung.

Bei der produktbezogenen Bilanzierung im Kapitel 4 gibt es keine regionalen Grenzen, stattdessen werden alle in der Lieferkette angefallenen Emissionen dem Produkt zugeordnet. Die zeitliche Systemgrenze ist bei jedem Produkt unterschiedlich. Für den Weizenanbau wird beispielsweise die Anbauzeit herangezogen, die von der Aussaat bis zur Ernte reicht. Bilanziert wird nach dem Prinzip „Von der Wiege bis zum Hoftor“. Dies schließt die Abschnitte Herstellung von Vorprodukten und die Produktion bis zum Hoftor im Ökobilanzkreislauf mit ein. Die Verpackung und Logistik, die Nutzung und das Lebensende des Produktes (inklusive der Entsorgung wie auch des Recyclings) liegen in der Zukunft und außerhalb der betrachteten Systemgrenze (Abbildung 4). Diese werden in den folgenden Beispielen nicht mitbilanziert.

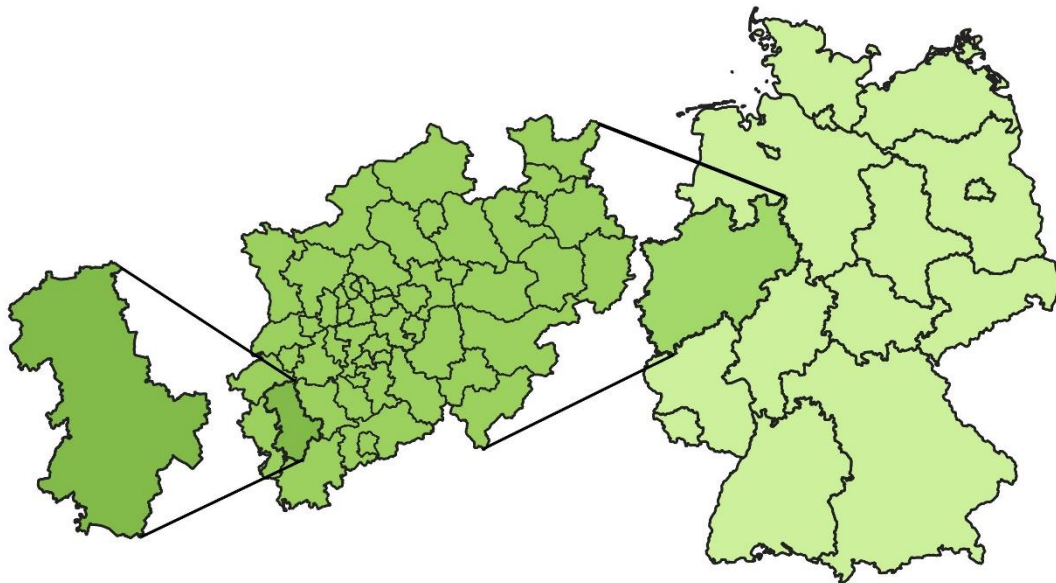


Abbildung 3: Bilanzgrenzen für den nationalen Inventarbericht

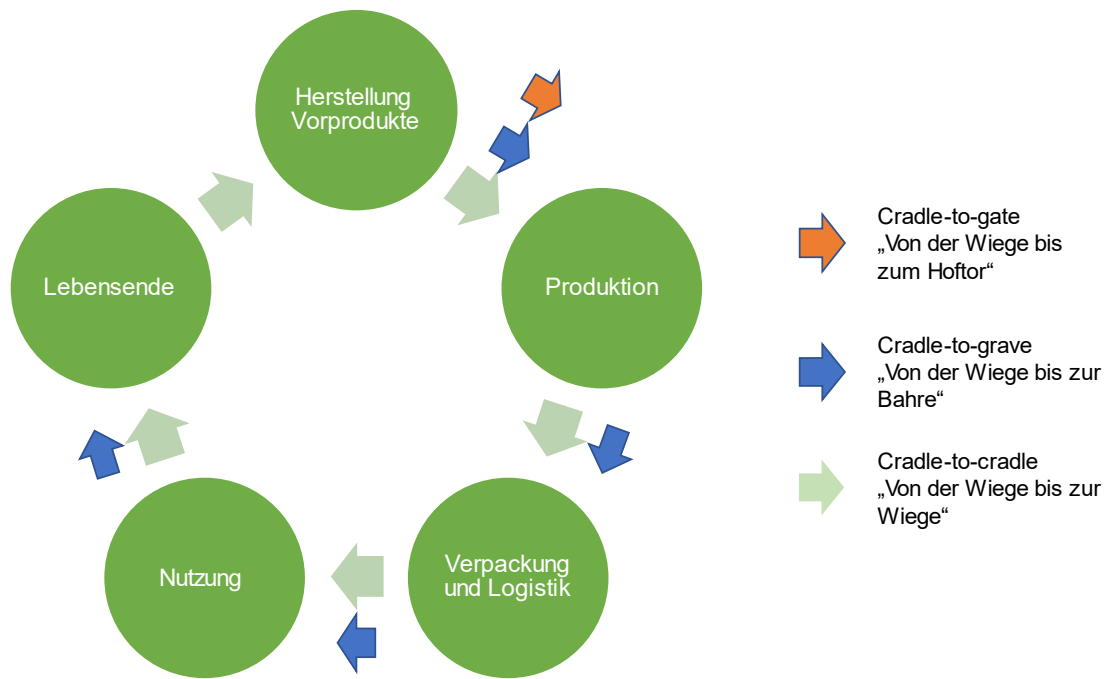


Abbildung 4: Ökobilanzkreislauf

3 Nationaler Inventarbericht

Der jährlich erscheinende Nationale Inventarbericht des Umweltbundesamtes stellt die jährlichen Treibhausgasemissionen für Deutschland entsprechend den jeweils geltenden Vorgaben der Treibhausgasberichterstattung dar. Die Vorgaben zur Berichterstattung, insbesondere auch zur Methodik, erstellt das IPCC, damit die Berichterstattung weltweit vergleichbar ist. Der Bericht ist nach Quellgruppen geordnet. In dieser Studie wird auf die Quellgruppen Landwirtschaft, den Bereich Energie und den LULUCF-Sektor (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft) eingegangen. Die Daten zu den Treibhausgasemissionen in der Quellgruppe Landwirtschaft stellt das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (kurz: Thünen-Institut) zur Verfügung, die Daten für den Bereich Energie das LANUV und die Daten zum LULUCF-Sektor das Umweltbundesamt.

Die umfangreichen Ergebnistabellen des aktuellen Inventarberichtes enthalten Angaben zur Entwicklung der THG-Emissionen für den Zeitraum 1990 bis 2021 (Rösemann et al., 2023). Im Folgenden wird der Fokus exemplarisch auf die Bereiche Pflanzenbau, Düngung, Milchvieh- und Schweinehaltung gelegt. Die Aufschlüsselung erfolgt über die Aktivitätsdaten und den ihnen zugeordneten Emissionsfaktoren. Zum Schluss des Kapitels werden die für den landwirtschaftlichen Bereich in NRW wichtigen Emissionen dargestellt und bewertet.

Für jeden Kreis werden alle Emissionen einzeln erhoben. Die Summe der Emissionen aller Kreise ergibt die Summe für das Bundesland NRW, die Summe der einzelnen Bundesländer ergibt die Emissionssumme für Deutschland (Abbildung 3). Die Aktivitätsdaten liegen nicht in allen Fällen auf Kreisebene vor, weshalb sie für die betroffenen Kreise geschätzt werden.

3.1 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zum Pflanzenbau

Bei den THG-Emissionen des Pflanzenbaus ist überwiegend Lachgas (N_2O) relevant. Des Weiteren entstehen CO_2 -Emissionen aus der Kalkung und aus der Anwendung von harnstoffhaltigen Düngemitteln. Bei Lachgas (N_2O) wird zwischen der direkten und indirekten Emission aus landwirtschaftlichen Nutzflächen unterschieden.

Die direkten N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden werden verursacht durch die Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldüngern, Gärresten, Klärschlamm und Komposten. Hinzu kommt die Mineralisierung organischer Ackerböden sowie Emissionen auf Grund von Weidegang und die Bewirtschaftung und Zersetzung von Ernterückständen. Die indirekten N_2O -Emissionen umfassen die atmosphärische Deposition von reaktivem Stickstoff sowie Stickstoff-Auswaschung und -Oberflächenabfluss.

Die Emissionen im Pflanzenbau entstehen vor allem durch den Einsatz von stickstoffhaltigen Düngemitteln, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht werden. Die Aktivitätsdaten und damit die gesamte eingesetzte Menge Stickstoff werden je nach Düngemitteltyp und Bodentyp mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren berücksichtigt. Damit berechnen sich in der Summe alle Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden.

Die einzelnen Stickstoffdüngerarten weisen unterschiedliche pflanzenverfügbare Anteile aus (Mindestwirksamkeit s. Tabelle 3). Mineraldünger werden zu 100-prozentiger Pflanzenverfügbarkeit angerechnet. Für jeden Typ von organischen Düngemitteln stehen individuelle Mindestwirksamkeiten, sogenannte Mineraldüngeräquivalente, zur Bewertung der bedarfsgerechten Düngung nach DüV 2020 zur Verfügung. Bei der Ausbringung von Gülle auf Ackerland werden beispielsweise 60 % Mineraldüngeräquivalente im Jahr des Aufbringens angerechnet. Wird ein Wirtschaftsdünger mit geringer Pflanzenverfügbarkeit genutzt, wie beispielsweise Festmist und Kompost, steigt die Ausbringungsmenge von Gesamtstickstoff deutlich an.

Der Inventarbericht berücksichtigt bei den Wirtschaftsdüngern nicht die unterschiedliche Pflanzenverfügbarkeit, sondern berücksichtigt den gesamten Stickstoff des verwendeten Düngers. Dies führt zu einer höheren Bewertung der Lachgas- und Ammonium-Emissionen beim Einsatz von organischen Düngemitteln als bei mineralischen Düngemitteln. Neben der Ausbringtechnik und der Einarbeitungszeit hat auch der Boden einen Einfluss auf die Emissionen. Die Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngern auf organischen Böden erzeugt höhere Emissionen als die Ausbringung auf mineralischen Böden (Kapitel 3.1.5.3) Die Humuswirksamkeit der Düngemittel wird dabei nicht berücksichtigt.

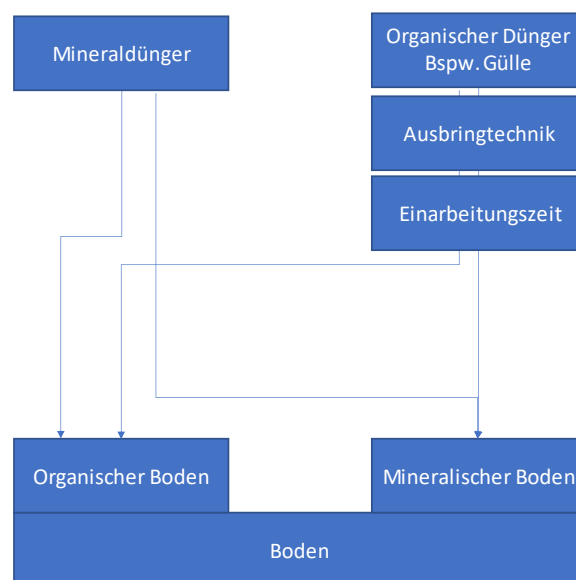


Abbildung 5: Aktivitätsdaten im Pflanzenbau

In NRW wurden 2021 im Vergleich zu 1990 insgesamt ca. 29.800 t N pro Jahr aus Düngemitteln eingespart. Die eingesetzten Mengen über Mineraldünger haben sich gegenüber 1990 um 41 % (Tabelle 2) verringert. Die damit eingesparten Produktionsemissionen der Düngerherstellung werden nach IPCC allerdings nicht im Sektor Landwirtschaft berichtet, sondern im jeweiligen Produktionsland dem Industriesektor zugeordnet. Die insgesamt eingesetzten Stickstoff-Dünger sind im Jahr 2021 im Vergleich zu 1990 um 9 % gesunken.

Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern ist im selben Zeitraum nur um 2 % gesunken, obwohl die Tierbestände in einem deutlich größeren Umfang abgebaut wurden. Dieser Abbau führte nicht zu einer Verringerung der ausgebrachten Stickstoffmenge, da gleichzeitig, sowohl die Stickstoffausscheidungen pro Tier, als auch die Wirtschaftsdüngerimporte zugenommen haben.

Tabelle 2: Veränderung der Anwendung von ausgewählten Stickstoffdüngern von 1990 zu 2021 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

	1990	2021	
	in 1.000 t N pro Jahr		Veränderung in %
Mineraldünger	205,7	121,9	-41
Wirtschaftsdünger	132,9	130,3	-2
Düngemittel NRW	345,6	315,8	-9

Tabelle 3: Mindestwirksamkeit aus organischen Düngemitteln (verändert nach Anlage 3 DüV 2020)

Ausgangsstoff des Düngemittels	Mindestwirksamkeit im Jahr des Aufbringens in % des Gesamtstickstoffgehaltes
Rindergülle auf Ackerland	60
Rindergülle auf Grünland	50
Ab 1. Februar 2025	60
Schweinegülle auf Ackerland	70
Schweinegülle auf Grünland	60
Ab 1. Februar 2025	70
Rinder-, Schaf- und Ziegenfestmist	25
Schweinefestmist	30
Hühnertrockenkot	60
Geflügel- und Kaninchenfestmist	30
Pferdefestmist	25
Rinderjauche	90
Schweinejauche	90
Klärschlamm flüssig (< 15 % TM)	30
Klärschlamm fest (≥ 15 % TM)	25
Pilzsubstrat	10
Grünschnittkompost	3
Sonstige Komposte	5
Biogasanlagengärrückstand flüssig	
1. auf Ackerland	60
2. auf Grünland	50
Ab 1. Februar 2025	60
Biogasanlagengärrückstand fest	30

3.1.1 Aktivitätsdaten zum Mineraldünger

Die verkauften Mineraldüngermengen in den Bundesländern bilden die Grundlage der Aktivitätsdaten zum Mineraldünger im Inventarbericht. Die Einsatzmenge der mineralischen Stickstoffdünger in NRW ist seit 1990 von 205.700 t N pro Jahr auf 121.900 t N gesunken. Im Durchschnitt werden 2021 in NRW 87 kg N pro ha LF und Jahr ausgebracht.

Der Rückgang der Stickstoff-Mineraldünger wird durch die Ergebnisse des Nährstoffberichts NRW 2021 bestätigt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass zwischen dem Verkauf von Stickstoffdüngern und dem Einsatz auf landwirtschaftlichen Flächen eine Differenz von ca. 10 % besteht.

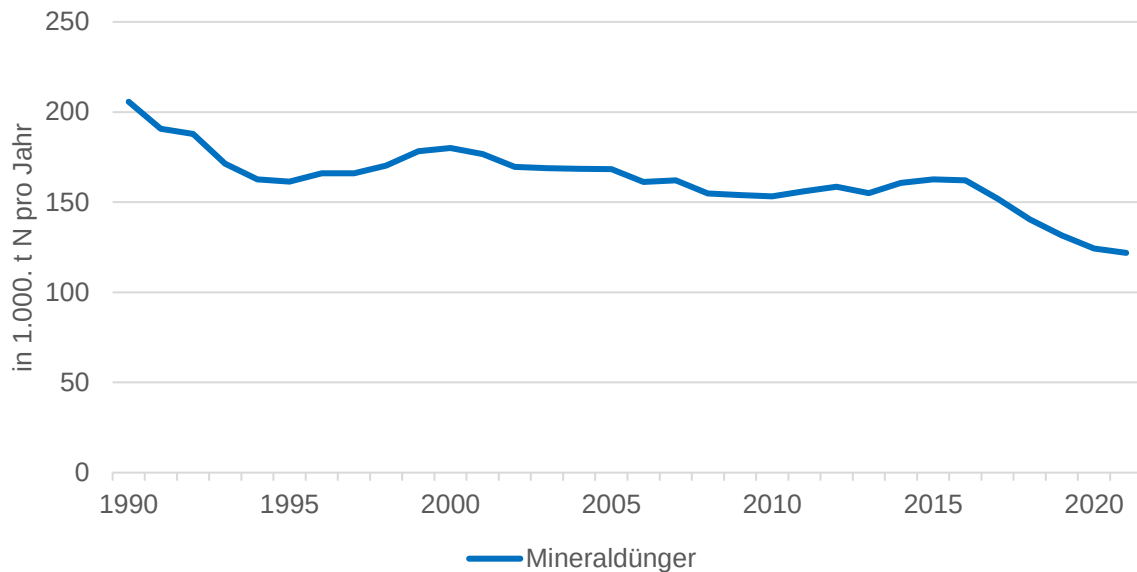


Abbildung 6: Anwendung von Stickstoff-Mineraldüngern in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Die landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen in Nordrhein-Westfalen werden durch zusätzliche Flächen im geschützten Anbau ergänzt. Diese finden im Emissionsinventar und Nährstoffbericht jedoch keine Berücksichtigung. Zusätzlich wird der Absatzmarkt im nicht landwirtschaftlichen Bereich, wie Schrebergärten, Rasenflächen ebenfalls nicht berücksichtigt. Daher kann die Differenz von 13.000 t N zwischen dem Absatz der Stickstoffdünger und dem landwirtschaftlichen Einsatz zumindest zum Teil durch die fehlende Betrachtung der Flächen im geschützten Anbau und im nicht landwirtschaftlichen Einsatz erklärt werden. Da die auf dem Markt angebotenen und verkauften Stickstoffmengen vollständig den landwirtschaftlichen Flächen zugeteilt werden, wird damit die Stickstoffdüngung auf landwirtschaftlichen Flächen überschätzt.

Insgesamt zeigt die regionale Verteilung im Nährstoffbericht teils deutliche Unterschiede beim Einsatz von Stickstoffdüngern zwischen einzelnen Landkreisen. Demnach sind Detmold, Heinsberg, Viersen, Aachen, Düren, Euskirchen, Rhein-Erft-Kreis und Siegburg Kreise mit hohen Einsatzmengen.

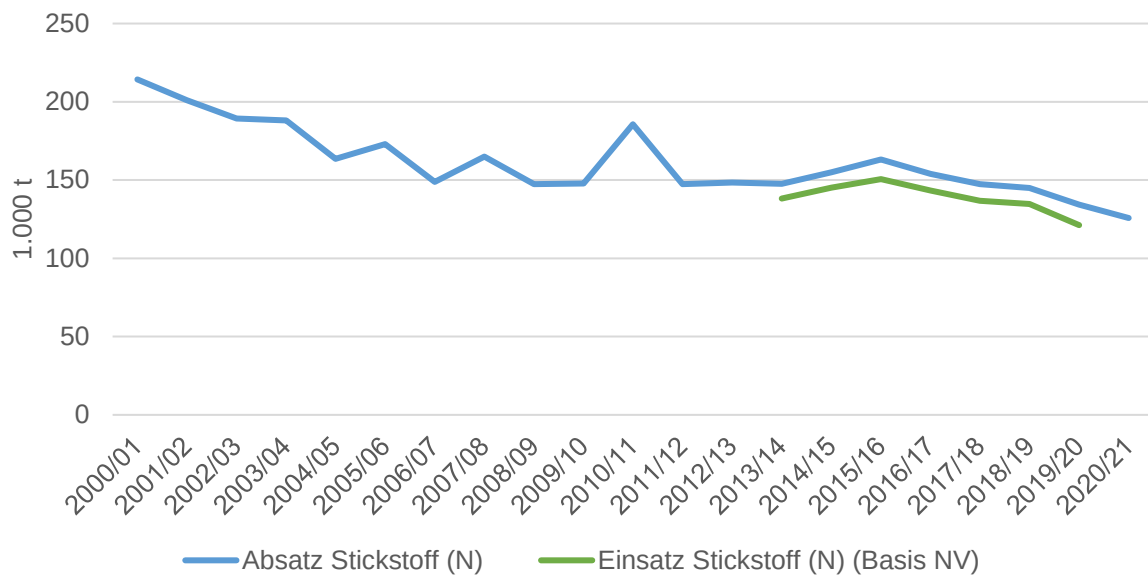


Abbildung 7: Entwicklung des Mineraldüngereinsatzes in NRW 2001/02 - 2020/21 (Nährstoffbericht 2021)

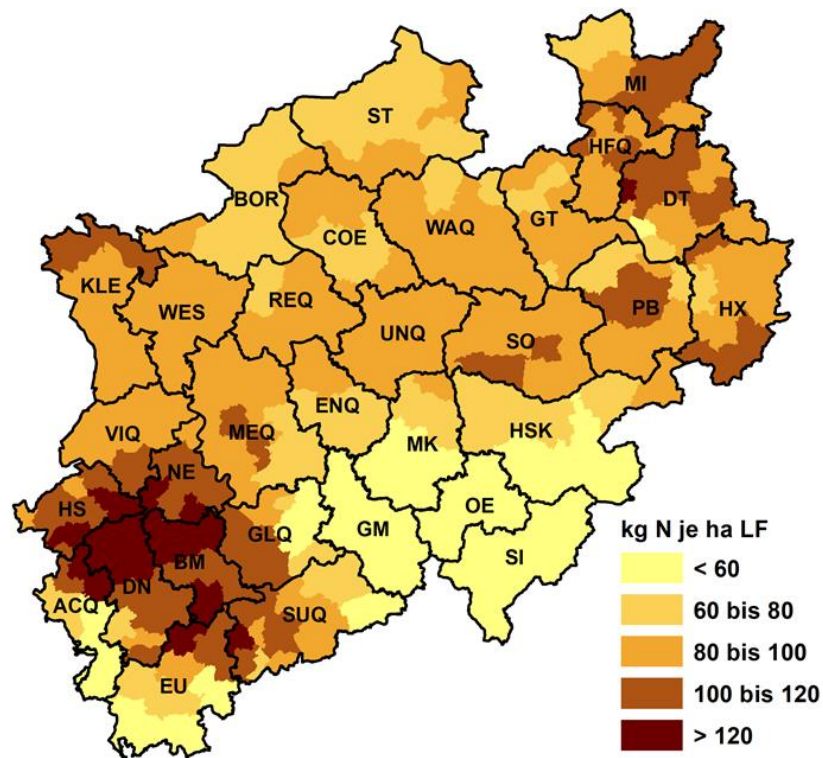


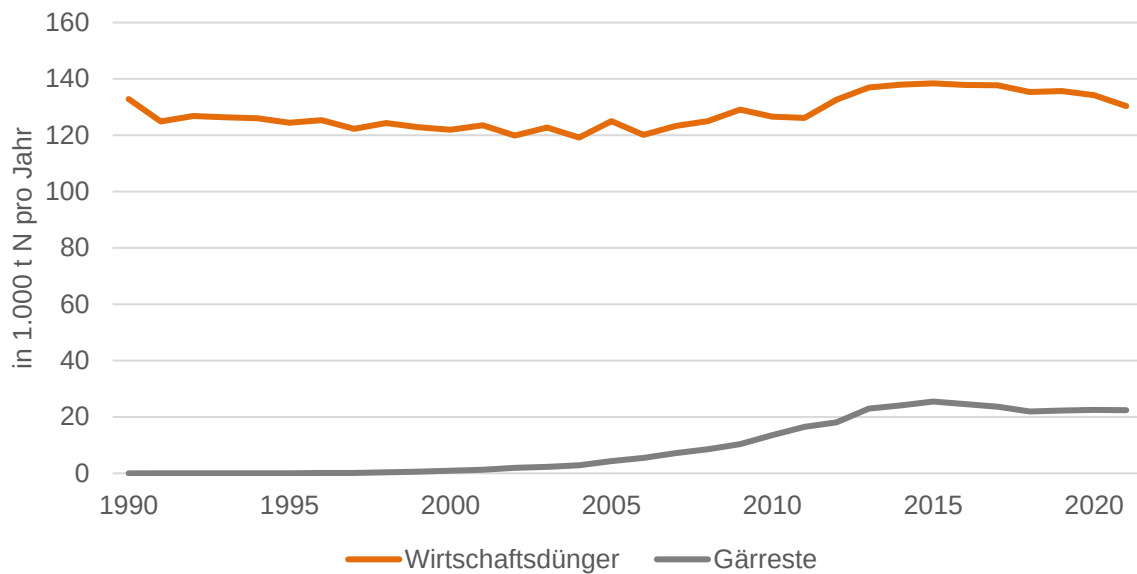
Abbildung 8: Einsatz mineralischer Stickstoffdüngemittel in NRW (Mittel 2018/20; kg N je ha LF) (Nährstoffbericht 2021)

3.1.2 Aktivitätsdaten zu Wirtschaftsdüngern

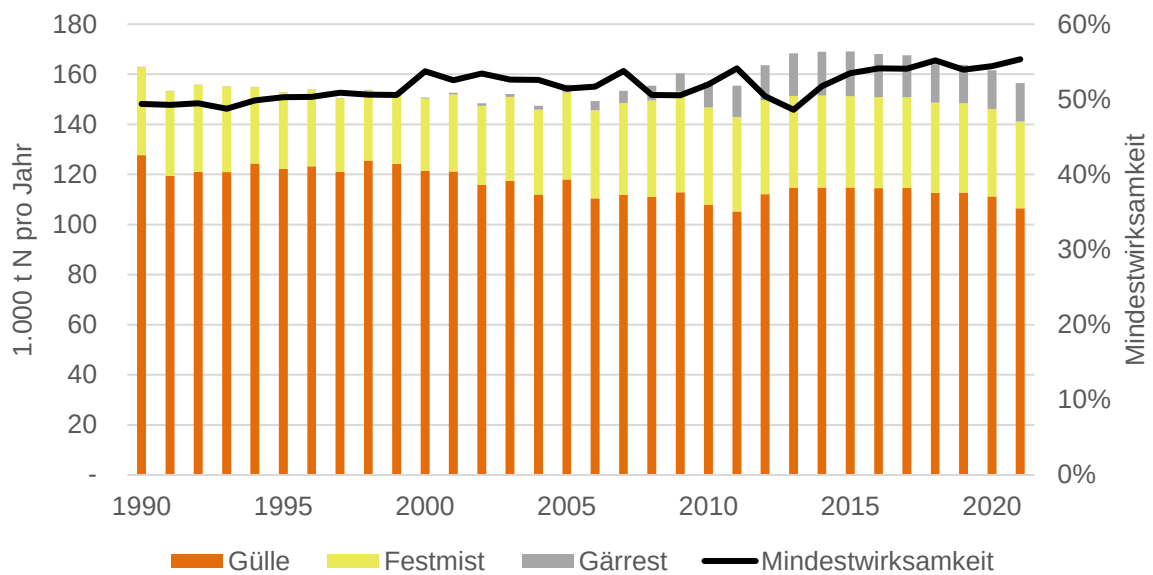
Die Düngewirksamkeit der organischen Dünger und Wirtschaftsdünger unterscheidet sich je nach Ausgangsstoff. Die Emissionen aus der Düngung beziehen sich jedoch auf den gesamten Stickstoffgehalt der Düngemittel und fallen daher bei höheren Einsatzmengen von organischen Düngern höher aus. Bei Rindergülle liegt die Düngewirksamkeit bei 60 %, die entsprechend durch die Pflanzen aufgenommen werden. Die gleiche Menge Stickstoff im Rindermist ist nur zu 25 % düngewirksam. Durch die kleinere Menge pflanzenverfügbaren Stickstoffs fallen die Lachgasemissionen für Rindermist höher aus, wenn die Düngung von Rindergülle durch Rindermist ersetzt wird. Festmiste mit geringerem pflanzenverfügbarem Stickstoff zeigen durch eine besonders hohe Humuswirkung jedoch positive Auswirkungen auf die Humusbilanz. Die Humuswirkung der Düngemittel findet aber keine Berücksichtigung in der sektoralen Bilanz.

Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern ist von 1990 bis 2011 relativ konstant (s. Abbildung 9). Der Anstieg seit 2011 ist durch eine Änderung der Erfassung der Tierbestände begründet. Seit 2017 sinkt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Der Einsatz von Gärresten ist mit dem Aufkommen der Biogasanlagen seit 2000 begründet. Insgesamt waren im Jahr 2016 in NRW 620 Biogasanlagen in Betrieb. Aktuellere Daten liegen dazu nicht vor. Die Inputstoffe in die Biogasanlagen sind Gülle, Mist, pflanzliche Stoffe oder Reststoffe. Beim Einsatz von beispielweise Maissilage in Biogasanlagen wird die Stickstoffmenge im Wirtschaftsdüngerkreislauf erhöht. Beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern wie Mist und Gülle kommt es dagegen nicht zu einer Erhöhung der Stickstoffmenge von Wirtschafts- und organischen Düngern, sondern zu einer anderen Klassifizierung des eingesetzten Stickstoffs.

Der Anfall und der Einsatz von Gärresten hat die eingesetzte Stickstoffmenge insgesamt erhöht. Durch die gute Verfügbarkeit der Gärreste hat sich die Stickstoff-Effizienz der Wirtschaftsdünger und Gärreste in NRW von durchschnittlich 49 % auf 55 % verbessert.



**Abbildung 9: Anwendung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten in NRW (verändert nach Röse-
mann et al., 2023)**



**Abbildung 10: Entwicklung der Mindestwirksamkeit der Stickstoffmenge von Wirtschaftsdün-
gern und Gärresten in NRW (verändert nach Rösemann et al 2023)**

3.1.3 Aktivitätsdaten zu Kompost und Klärschlamm

Der Einsatz von Klärschlamm hat seit 1990 zunehmend an Bedeutung verloren. Er wird in NRW mittlerweile nur noch in geringen Mengen eingesetzt. Der Einsatz von Komposten stieg von 1990 bis 2000 stetig an und ist seitdem auf konstantem Niveau. Die positive Bedeutung von Komposten für die Humusbilanz findet in der sektoralen Bilanz allerdings keine direkte Berücksichtigung. Damit wird die Kohlenstoffbindung, die über eine Humusanreicherung vorgenommen wird, nicht bilanziert. Die mittlerweile eingesetzten Mengen Kompost reichen allerdings ohnehin nur für einen kleinen Teil der landwirtschaftlichen Flächen aus und sind regional unterschiedlich verfügbar.

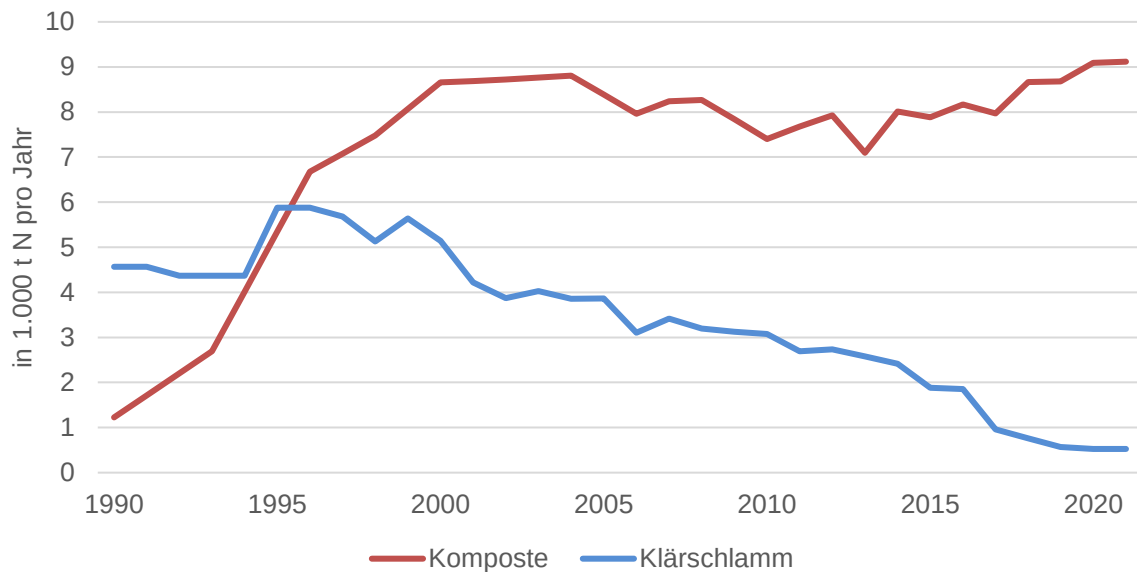


Abbildung 11: Anwendung von Kompost und Klärschlamm in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.1.4 Aktivitätsdaten zu landwirtschaftlicher Nutzfläche, Erträgen und Ernteresten von Winterweizen

Die Nutzfläche zum Anbau von Winterweizen liegt seit 1990 mit Schwankungen von ± 14 % bei ungefähr 257.000 ha. Die Fläche für den Winterweizenanbau 2021 beträgt 234.400 ha und liegt unterhalb des langjährigen Mittelwerts. Mit ca. 25 % der Ackerfläche in NRW ist der Winterweizen jedoch weiterhin die anbaustärkste Getreideart. Die Erträge für den Winterweizen unterliegen Schwankungen von -24 % bis +13 % und zeigen den großen Einfluss der Witterungsbedingungen auf die Erträge. Die Abfuhr von Stroh wird über die Einsatzmenge in den Ställen der jeweiligen Tierkategorie zugeordnet und fließt nicht als Quelle für Emissionen aus Ernteresten mit ein. Durch das fixe Korn-Stroh-Verhältnis von 1:0,8 (DüV 2020) steigen bei höheren Erträgen die Ernterestmengen von Stroh und Wurzeln und die damit einhergehenden Lachgasemissionen. Die im Boden verbleibenden N-Mengen ergeben sich daher aus den Anbauflächen, den Erträgen und den kulturspezifischen N-Gehalten, die der Düngeverordnung (DüV 2020) entnommen wurden.

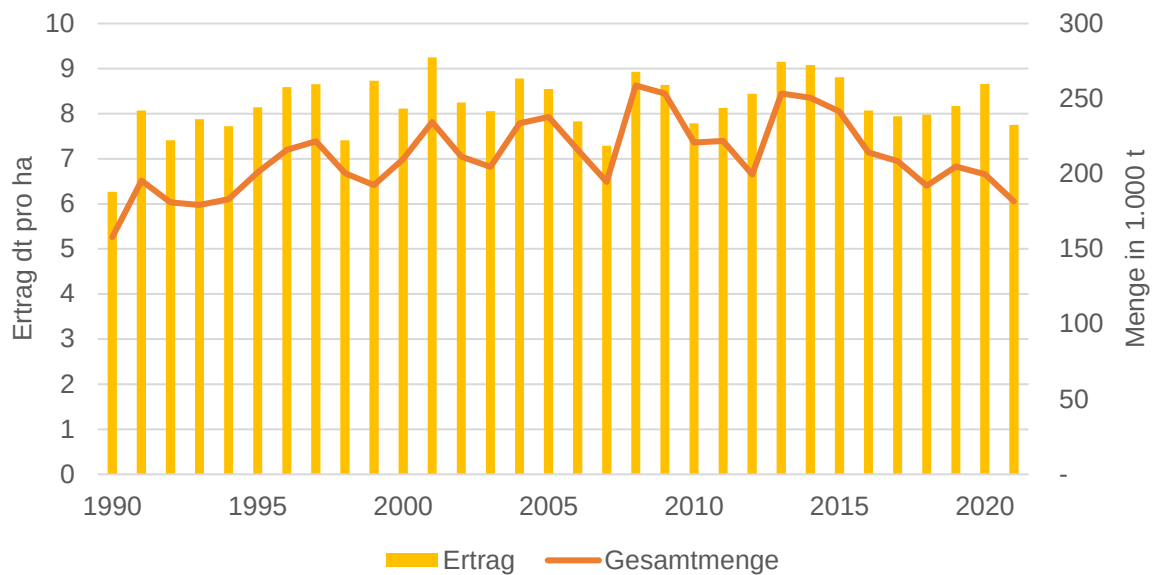


Abbildung 12: Entwicklung der Erträge und Gesamt mengen Winterweizen in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.1.5 Emissionsfaktoren für direkte und indirekte Lachgas-Emissionen

Bei Lachgas (N_2O) wird zwischen der direkten und indirekten Emission aus landwirtschaftlichen Nutzflächen unterschieden.

Die direkten N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden werden verursacht durch die Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldüngern, Gärresten, Klärschlamm und Komposten sowie durch die Mineralisierung organischer Ackerböden und auf Grund von Weidegang, Bewirtschaftung und Zersetzung von Ernterückständen. Die indirekten N_2O -Emissionen umfassen die atmosphärische Deposition von reaktivem Stickstoff sowie Stickstoff-Auswaschung und –Oberflächenabfluss.

Die organischen Böden werden innerhalb des LULUC-Sektors vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz berechnet und bereitgestellt. Sie werden ausführlich in Kapitel 3.7.1 Organische Böden und Feuchtgebiete in NRW beschrieben.

3.1.5.1 Emissionsfaktoren für direkte N_2O -Emissionen aus dem Weidegang

Die direkten N_2O -Emissionen werden nach der Tier 1-Methode nach IPCC ermittelt. Nachfolgend wird diese Methodik dargestellt, damit die Komplexität der Berechnungen deutlich wird. Die Berechnungen werden nach Rösemann et al., (2023) durchgeführt. Demnach sind Emissionsfaktoren abhängig davon, welche Tiere auf den Flächen stehen. Daher werden hier beide Faktoren, unterschieden nach Tierarten, angewendet.

Formel 3: Direkte N₂O-Emissionen durch Weidegang

$$E_{N_2O-N,graz} = m_{N,graz,1} \times EF_{N_2O-N,graz,1} + m_{N,graz,2} \times EF_{N_2O-N,graz,2}$$

$E_{N_2O-N,graz}$	N ₂ O-Emissionen während der Beweidung (in 1.000 t pro Jahr)
$m_{N,graz,1}$	Stickstoffgehalt der Stickstoffausscheidung während der Beweidung von Rindern, Geflügel und Schweinen
$EF_{N_2O-N,graz,1}$	N ₂ O-N Emissionen Emissionsfaktor während der Beweidung von Rindern, Geflügel und Schweinen = 0,02 kg N ₂ O-N pro kg N
$m_{N,graz,2}$	Stickstoffgehalt der Stickstoffausscheidung während der Beweidung von Schafen, Ziegen und Pferden
$EF_{N_2O-N,graz,2}$	N ₂ O-N Emissionen Emissionsfaktor während der Beweidung von Schafen, Ziegen und Pferden = 0,01 kg N ₂ O-N pro kg N

3.1.5.2 Emissionsfaktoren für direkte N₂O-Emissionen aus der Anwendung von Düngemitteln und Ernteresten

Die Emissionen aus der Anwendung von Düngemitteln werden der Nutzung von landwirtschaftlichen Böden zugeordnet. Hierbei handelt es sich um Emissionen, die bei der Düngung von stickstoffhaltigen Düngemitteln entstehen. Die in Tabelle 4 aufgeführten Emissionsfaktoren werden auf alle Düngemittel, Wirtschaftsdünger, Klärschlämme und Komposte angewendet und mit der Tier 2-Methode berechnet.

Tabelle 4: Emissionsfaktoren für direkte N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (Rösemann et al., 2023)

Boden	Region	Emissionsfaktor (kg N ₂ O pro kg N)
Mineralisch	Nord-West Deutschland	0,049
Organisch	Deutschland	0,0101

Für die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen von Ernteresten wird die Tier 2-Methode mit den regionalisierten Emissionsfaktoren aus Tabelle 4 angewendet.

3.1.5.3 Emissionsfaktoren für direkte N₂O-Emissionen aus der Bewirtschaftung von organischen Böden

Die direkten N₂O-Emissionen aus der Bewirtschaftung von organischen Böden werden berechnet, indem die Fläche mit dem regionalen Emissionsfaktor (Tabelle 5) nach der Tier 2-Methode multipliziert werden.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für direkte N₂O-Emissionen aus der Bewirtschaftung von organischen Böden (Rösemann et al., 2023)

Organischer Boden	Bis 2020	Ab 2021
	kg N ₂ O pro ha und Jahr	
Ackerland	10,7	11,1
Grünland	2,3	4,6

3.1.5.4 Emissionsfaktoren für direkte N₂O-Emissionen aus der Mineralisation

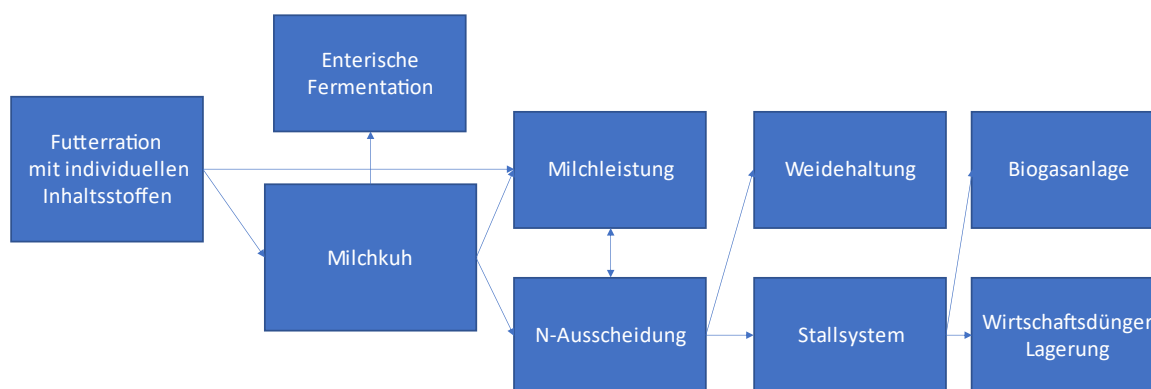
Die Mineralisation der organischen Bodensubstanz wird mit dem Emissionsfaktor 0,01 kg N₂O pro kg N nach der Tier 1-Methode multipliziert (Rösemann et al., 2023). Die Emissionen aus Düngung und Ernteresten werden im Kapitel 3.1.5.2 beschrieben.

3.1.5.5 Emissionsfaktoren für indirekte N₂O-Emissionen

Zu den indirekten Emissionen zählen N₂O-Emissionen, die eine Nebenwirkung der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung sind. Die indirekten Emissionen setzen sich aus der Deposition und der Auswaschung zusammen. Der Emissionsfaktor für die Deposition beträgt 0,01 kg N₂O pro kg N. Der Emissionsfaktor für die Auswaschung beträgt 0,0075 kg N₂O pro kg N.

3.2 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zu Milchkühen

Die Emissionen im Milchviehbereich teilen sich in Lachgasemissionen, die durch die Ausscheidungen der Tiere entstehen und in Methanemissionen, die bei der enterischen Fermentation entstehen. Grundsätzlich gehen die enterische Fermentation und die Stickstoffausscheidung der Kühe auf die individuelle Futterration zurück. Die Ration wird auf die Milchleistung abgestimmt und die Zusammensetzung ist bei den Fütterungssystemen unterschiedlich. Die Stickstoffausscheidung der Milchkühe wird mit Hilfe des Massenflusssystems den verschiedenen Haltungssystemen, z.B. der Weidehaltung und dem Stallhaltungssystem, anteilig zugeordnet. Weitere Zuordnungen werden über die Gülle- und Mistverfahren inklusive der Lagerung getroffen (Abbildung 13).

**Abbildung 13: Zusammenhang der Aktivitätsdaten von Milchkühen**

In NRW ist seit 1990 die Anzahl der Milchkühe um 27 % und Rinder um knapp 40 % zurückgegangen (Abbildung 14). Die Milchleistung wurde im gleichen Zeitraum von 5.246 kg ECM auf 9.571 kg ECM um gut 82 % stetig gesteigert. Die Gesamtmilchmenge sinkt trotz Milchleistungssteigerung pro Tier seit 2020 (Abbildung 15). Somit konnte die Leistungssteigerung den Abbau der Milchkuhbestände seit 2020 nicht komplett kompensieren. Die Entwicklung der Methanemissionen im Rinderbereich ist u.a. fütterungs- und leistungsabhängig, so dass eine Steigerung der Milchleistung trotz des Bestandsabbaus zu höheren Emissionen geführt hat.

Die Verteilung der Rinder in NRW konzentriert sich im Schwerpunkt auf die Kreise Borken, Kleve, Wesel und Gummersbach (Abbildung 16).

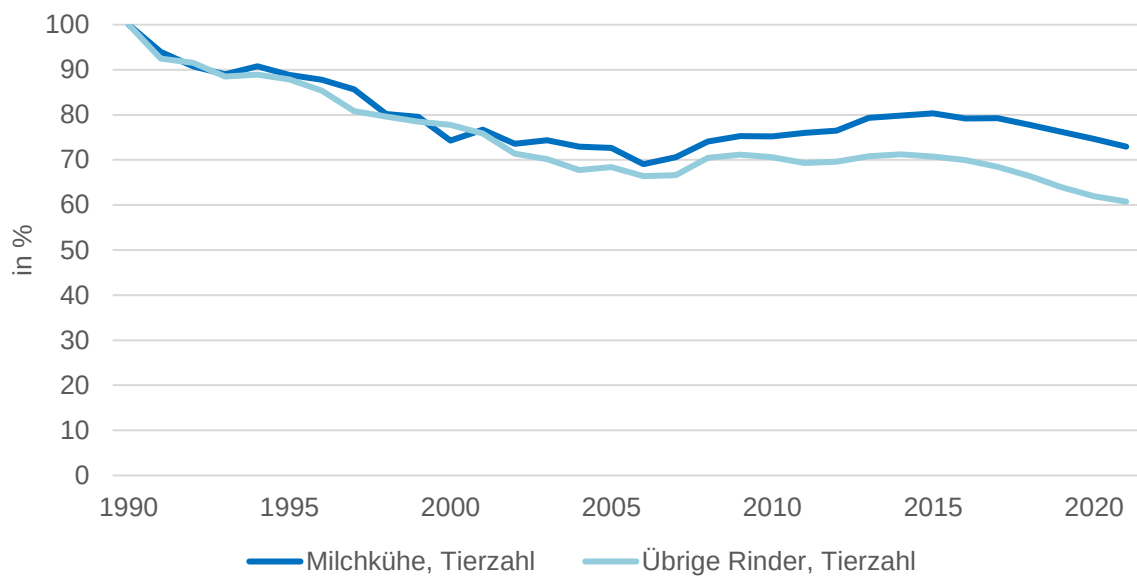


Abbildung 14: Entwicklung der Tierzahlen seit 1990 (100 %) von Rindern in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

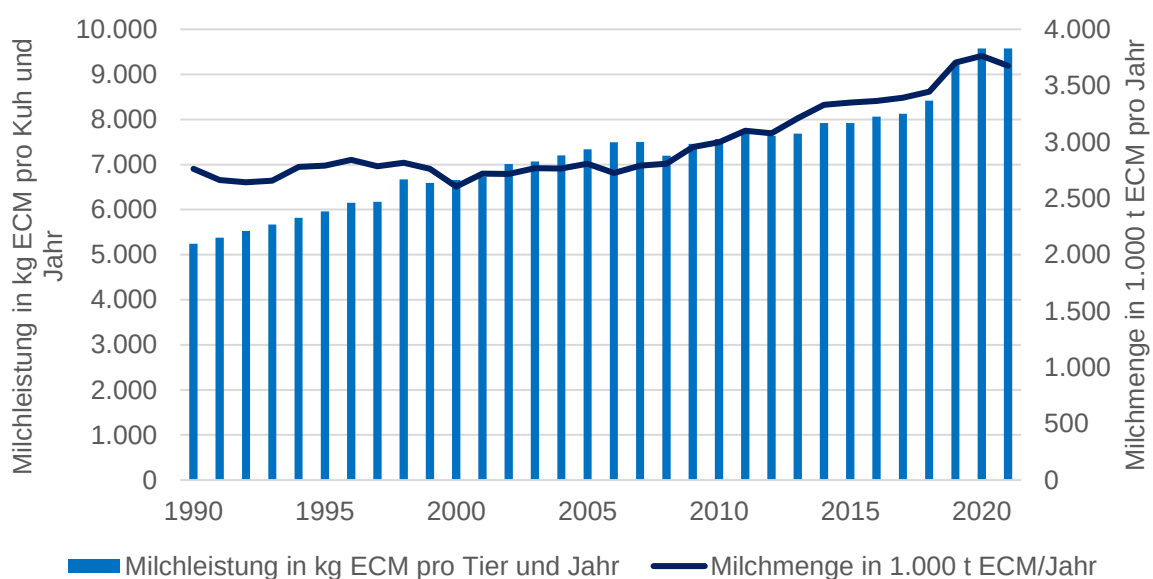


Abbildung 15: Entwicklung der Milchleistung und Milchmenge in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

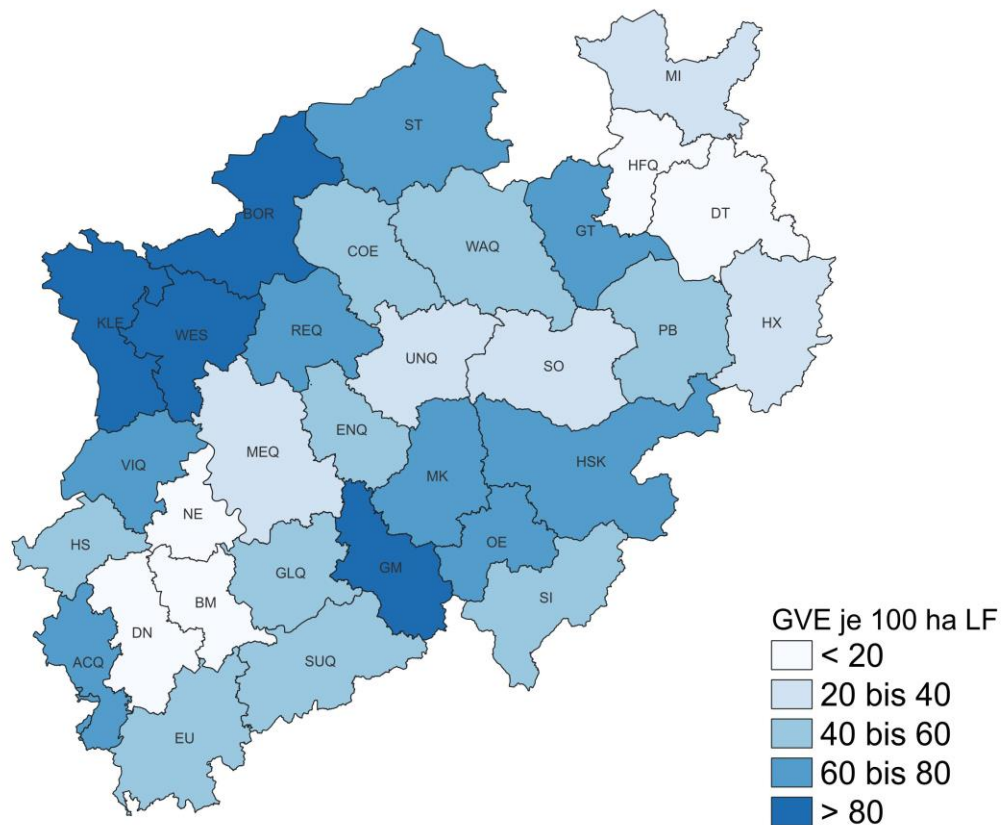


Abbildung 16: Regionaler Tierbesatz von Rindern in NRW (2020; GVE je 100 ha LF) (Nährstoffbericht NRW 2021)

3.2.1 Aktivitätsdaten zur Fütterung der Milchkühe in NRW

Die Modellierung der Futteraufnahme von Milchkühen basiert auf den Empfehlungen der DLG (2005 bzw. 2014). Die Futterzusammensetzung für eine Milchleistung von 8.000 kg ECM teilt sich auf in ackerfutter- bzw. grünlandbasierte Fütterung und Weidegang. Aus der gesamten Ration ergeben sich die Methanemissionen und die Stickstoffausscheidungen der Kuh. Die Aktivitätsdaten zum aufgenommenen Futter - sowohl die Menge als auch die Zusammensetzung aus Rohfaser, N-freien Extraktstoffen, Rohprotein und Rohfett - werden mit Hilfe von Modellen berechnet. In die Modelle gehen die Tierzahlen, die Milchleistung wie vorher beschrieben, der Anteil Grünlandbetriebe mit und ohne Weidegang sowie die Ackerfutterbaubetriebe mit und ohne Weidegang ein (Tabelle 6).

Tabelle 6: Futterzusammensetzung in dt TM für eine Milchleistung von 8.000 kg ECM pro Platz und Jahr (DLG 2014)

		Grünlandbetrieb		Ackerfutterbetrieb	
		Mit Weidegang	Ohne Weidegang	Mit Weidegang	Ohne Weidegang
In dt TM					
Grundfutter	Weidegras	14		10	
	Grassilage	23	31	14	19
	Maissilage	8	8	21	22
	Heu		5		4,5
	Stroh	2,5	2	2	2
Kraftfutter	Soja/ Rapskuchen	1,5	2	3,5	5
	Weizen/Gerste	3	2,5	1,5	1,5
	MLF 18/3	16	14	15	14
	MLF 20/7		4		
	Mineralfutter	0,15	0,15	0,25	0,25

3.2.2 Aktivitätsdaten Stickstoffausscheidung der Milchkühe in NRW

Die Fütterung der Milchkühe und deren Stickstoffausscheidungen hängen eng zusammen (Tabelle 6). Höhere Milchleistungen führen dabei zu einem Anstieg der Stickstoffausscheidungen. Diese Ausscheidungsmengen der Kühe in NRW werden im Inventarbericht bei einer Milchleistung von ca. 9.500 kg ECM mit ca. 130 kg N pro Platz und Jahr berechnet. Der Stickstoffanfall pro kg ECM sinkt seit 1990 stetig und zeigt eine beständige Effizienzsteigerung in der Milchproduktion (Abbildung 17). Konkretere Datengrundlagen für NRW weisen allerdings darauf hin, dass die Stickstoffausscheidung geringer ist als im Inventarbericht dargestellt. Die Auswertungen von Betriebsdaten im Rahmen des Nährstoffberichts erlauben für den Zeitraum 2013 bis 2020 eine differenzierte Darstellung der Betriebe in NRW. Die Stickstoffausscheidungen der Milchkühe liegen nach den Daten des Nährstoffberichts im Jahr 2020 zwischen 99,7 und 128,8 kg N pro Stallplatz und Jahr und sind vor allem auf die unterschiedlichen regionalen Futterstrategien und Milchleistungen zurückzuführen.

Laut Nationalem Inventarbericht (s. Abbildung 17), der die Fütterungsempfehlungen und Standardwerte der DLG zugrunde legt, liegen die Stickstoffausscheidungen zwischen 98,3 und 129,8 kg N pro Platz und Jahr. Die marginalen Abweichungen zum Nährstoffbericht NRW lassen sich mit unterschiedlichen

Datengrundlagen begründen. Nach den Auswertungen des Nährstoffberichts NRW 2021 und den Orientierungswerten der DLG werden 130 kg N pro Platz und Jahr wahrscheinlich unterschritten und beschreiben nicht den Durchschnitt in NRW.

Durch die Gestaltung der Futterration lässt sich auch eine N- und P-reduzierte Fütterung und damit eine Reduzierung der Ausscheidungen umsetzen. Das Konzept der N- und P-reduzierten Fütterung der Milchkühe nach dem DLG Merkblatt 444 bietet hierzu eine Grundlage. Die Minderungen der N-Ausscheidung für ca. 9.500 kg ECM liegen laut DLG Merkblatt 444 zwischen 8,9 % und 13,3 %. Für den Einzelbetrieb wird der Harnstoffgehalt der Milch als Nachweis herangezogen. Für den Sektor können die Ergebnisse der Milchleistungsprüfung durch den Landeskontrollverband NRW (LKV) übernommen werden. Die Datengrundlage ist umfassend und repräsentativ, da der LKV die Milchleistungsprüfung für mehr als 80 % der Milchlieferanten in NRW durchführt (Tabelle 7). Im Mittel des Jahres soll der Milchharnstoffgehalt, als bekanntes Verhältnis zu den Stickstoffausscheidungen unterhalb von 200 mg Milchharnstoff/kg Milch liegen. Der Milchharnstoffgehalt einer nicht N- und P-reduzierten Fütterung liegt dagegen bei über 200 mg Milchharnstoff/kg Milch. Über diesen Ansatz kann nachgewiesen werden, dass die N-Ausscheidungen der Milchkühe und damit die Emissionen durch eine N- und P-reduzierte Fütterung sinken.

Die vorliegende Studie bezieht sich auf den Harnstoffgehalt der Milch für das LKV-Berichtsjahr 2021. Relevant für den Nachweis der Einhaltung der Vorgaben der N- und P-reduzierten Fütterung sind die Monate Oktober bis Februar. Für die Sommermonate kann die Zeit der Beweidung aus der Ermittlung des durchschnittlichen Harnstoffgehalts heraus gerechnet werden, weil Daten zur Beweidung vom LKV nicht erfasst werden und damit keine Verknüpfung zu Informationen der Agrarstatistik zur Beweidung möglich sind. Für die Monate März bis September ergeben sich aus dem LKV-Bericht de facto keine in dieser Studie verwertbaren Daten. Ursächlich ist das Erfordernis, den Zeitumfang des in den Sommermonaten stattfindenden Weidegangs der Tiere bei der Ermittlung des durchschnittlichen Harnstoffgehalts zu berücksichtigen. Dies ist wegen fehlender Angaben, ob und in welchem Umfang Beweidung stattfindet, nicht möglich. In diesem Kontext ist festzuhalten, dass ein Teil der Milchkühe in Nordrhein-Westfalen auch in den Sommermonaten nach der N- und P-reduzierten Fütterungsstrategie gefüttert werden. Für die Berechnung sind nur die Daten von Oktober bis einschließlich Februar relevant, diese liegen für 80 % der Betriebe bei 198,19 mg Milchharnstoff/kg Milch und damit unterhalb der Grenze für N-P-reduzierte Fütterung von 200 mg Milchharnstoff/kg Milch. Selbst wenn die Sommermonate berücksichtigt würden ergäbe sich mit einem durchschnittlichen Jahreswert von 203,81 mg Milchharnstoff/kg Milch ein Hinweis darauf, dass ein Großteil der Betriebe N-P-reduziert füttert.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Daten des Nationalen Inventarbericht nicht die tatsächliche Fütterungsstrategie der landwirtschaftlichen Betriebe in NRW widerspiegeln. Die Stickstoffausscheidungen der Milchkühe und die damit einhergehenden Lachgas-Emissionen sind auf Grund der Auswertungen aus dem Nährstoffbericht und den LKV-Daten wahrscheinlich geringer. Dies ist bei der Bewertung der Emissionen in der Sektoralen Bilanz zu beachten.

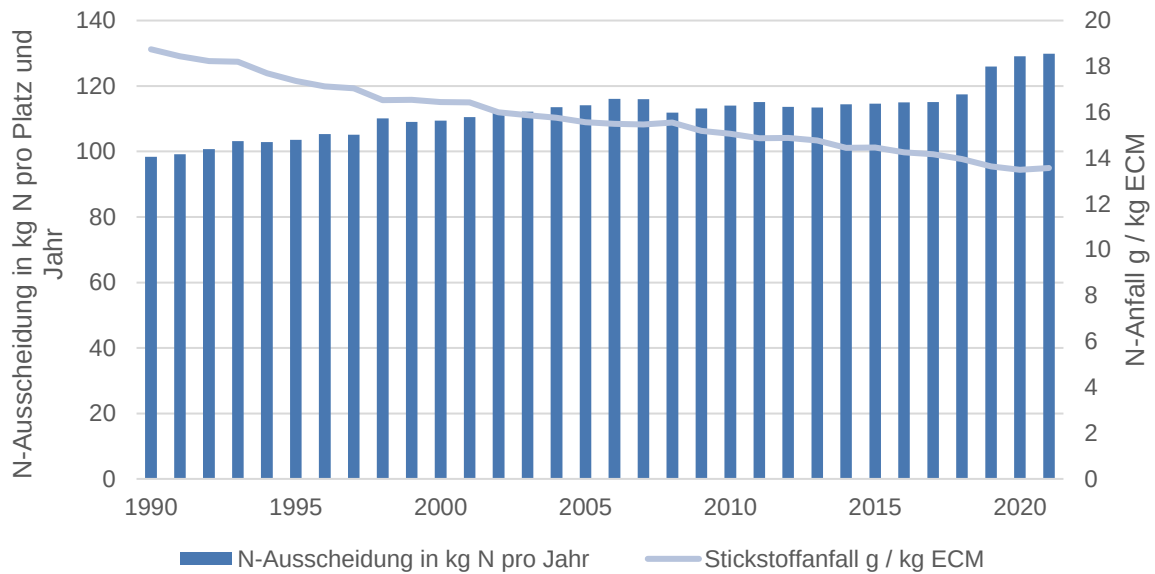


Abbildung 17: Entwicklung der N-Ausscheidungen der Milchkühe in NRW von 1990 – 2021 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Tabelle 7: Arithmetischer Mittelwert aller Einzelwerte des Monats in 2021 (LKV 2023)

	Proben (Anzahl)	Lieferanten (Anzahl)	Harnstoff in mg/l
Januar	26.903	2.123	198,03
Februar	22.554	2.114	196,77
März	26.059	2.105	203,19
April	25.627	2.086	200,43
Mai	26.406	2.085	209,38
Juni	24.784	2.043	216,09
Juli	26.442	2.086	212,11
August	25.005	2.029	200,40
September	23.395	1.974	210,26
Oktober	24.192	1.960	199,81
November	22.574	1.952	199,14
Dezember	23.725	1.982	198,83
Durchschnitt 2021	24.806	2.045	203,81

3.2.3 Aktivitätsdaten zum Wirtschaftsdüngermanagement von Milchkühen

Wirtschaftsdünger setzen beim Abbau die klimawirksamen Gase Methan (CH_4), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) frei. Abbildung 18 beschreibt den Wirtschaftsdüngeranfall anteilig bezogen auf die Haltungssysteme im Milchviehbereich. Beispielsweise fallen im Jahr 1990 35 % der Wirtschaftsdünger auf der Weide an, 53 % in güllebasierten und 12 % in strohbasierten Systemen. Der Nährstoffanfall in der Weidehaltung sinkt bis 2021 auf 11,5 %. Gleichzeitig steigt der Wirtschaftsdüngeranfall in den Stallgebäuden an, der mittlerweile auch als Biogas vergoren wird.

Biogasanlagen werden erst mit deren Entstehung seit Anfang der 2000er Jahre berücksichtigt. Methodisch bedingt erfolgt die Erfassung von Tiefstreuverfahren erst seit 2010.

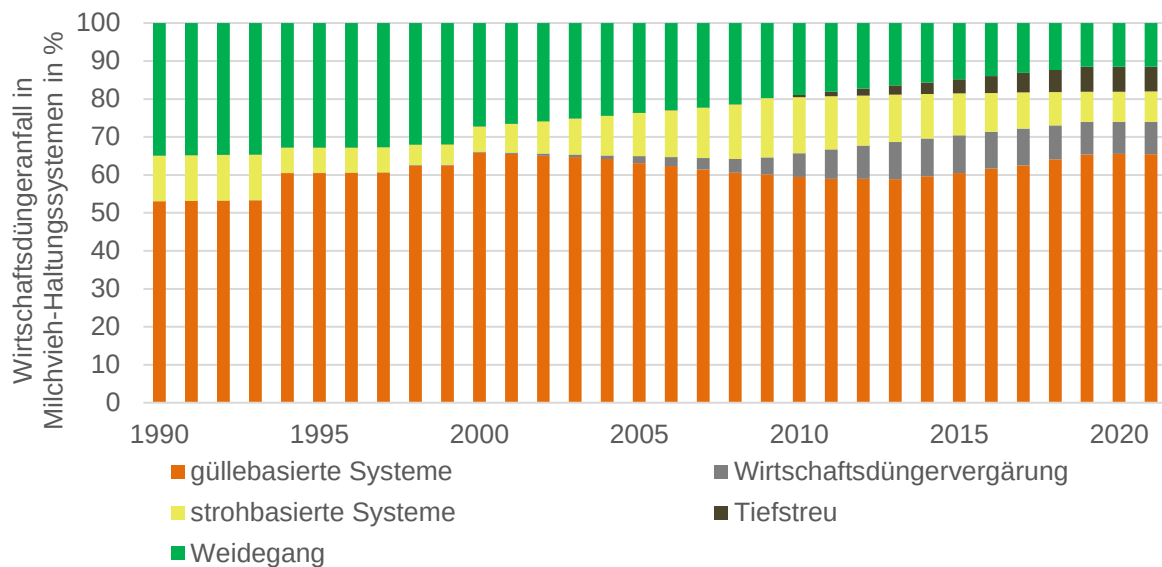


Abbildung 18: Wirtschaftsdüngermanagement von Milchkühen in NRW von 1990 - 2021 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

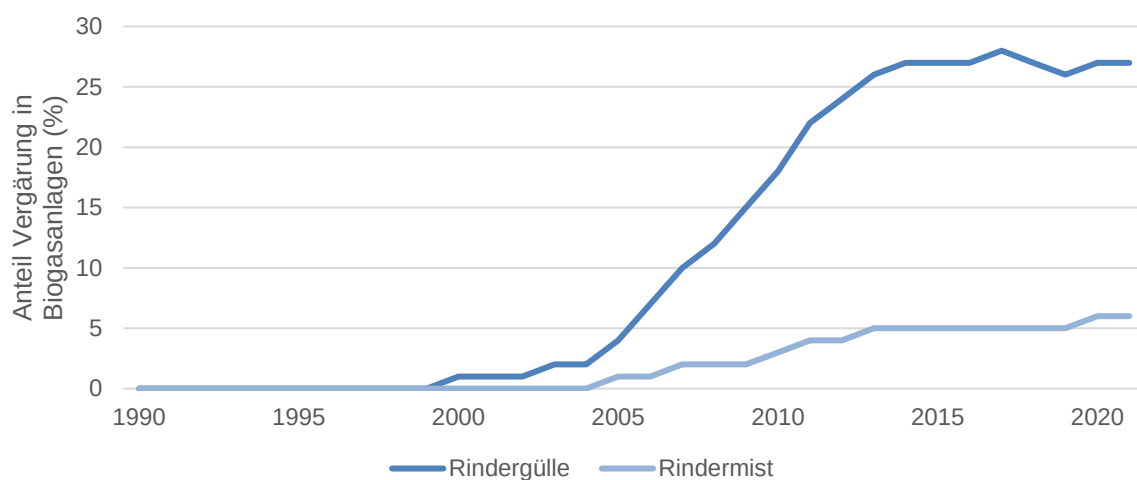


Abbildung 19: Anteil der Vergärung von Rindergülle und -mist in Biogasanlagen (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Die Bedeutung der Weidehaltung hat seit 1990 abgenommen. Ungefähr 88 % der Wirtschaftsdünger fallen in Stall- und Lagerungssystemen an und können damit direkt beeinflusst werden. Mitthilfe stallbautechnischer Anpassungen, insbesondere Verfahren zur separaten Lagerung von Harn und Kot, ist eine Reduzierung von Emissionen möglich.

Durch die Vergärung eines Teils der Wirtschaftsdünger werden anteilig die Methan-, Ammonium- und Lachgas-Emissionen während der Lagerung eingespart. Im Jahr 2021 wurden 27 % der Rindergülle und 6 % des Rindermistanfalls in Biogasanlagen vergoren und gasdicht gelagert (Abbildung 19).

3.2.4 Emissionsfaktoren der enterischen Fermentation

Die Methanemissionen bilden einen hohen Anteil an den treibhausgaswirksamen Gasen in der Landwirtschaft. Sie entstehen aus der enterischen Fermentation der Milchkühe und werden national (Tier 3-Methode, s. Kapitel Grundlagen der Bilanzierung) nach Dämmgen et al., (2012) und Kirchgessner et al., (1994) beschrieben. Die Methan-Emissionen sind insbesondere abhängig von den Gehalten an Rohfaser, N-freien Extraktstoffen, Rohprotein und Rohfett in der Futtermittelration. Die (qualitative) Rationsgestaltung hat in der Milchviehfütterung daher unmittelbar Einfluss auf die Methanemissionen. Somit gibt es keinen einheitlichen Emissionsfaktor für die enterische Fermentation. Der Emissionsfaktor berechnet sich spezifisch – je nach Rationsgestaltung – nach der folgenden Formel:

Formel 4: Methanemissionen aus der enterischen Fermentation (Rösemann et al., 2023)

$$EF_{CH_4,ent} = a * M_{XFi} + b * M_{NFE} + c * M_{XP} + d * M_{XF} + e$$

$EF_{CH_4,ent}$ Emissionsfaktor für CH₄ aus enterischer Fermentation (in kg CH₄ (pl* a)⁻¹)

a Koeffizient ($a = 0,079 \text{ kg kg}^{-1}$)

M_{XFi} Jährliche Aufnahme von Rohfaser (in kg pl⁻¹ a⁻¹)

b Koeffizient ($b = 0,010 \text{ kg kg}^{-1}$)

M_{NFE} Jährliche Aufnahme von N freien Extraktstoffen (in kg pl⁻¹ a⁻¹)

c Koeffizient ($c = 0,026 \text{ kg kg}^{-1}$)

M_{XP} Jährliche Aufnahme von Rohprotein (in kg pl⁻¹ a⁻¹)

d Koeffizient ($d = -0,212 \text{ kg kg}^{-1}$)

M_{XF} Jährliche Aufnahme von Rohfett (in kg pl⁻¹ a⁻¹)

e Koeffizient ($e = 365 \text{ d a}^{-1} * 0,063 \text{ kg pl}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

3.2.5 Emissionsfaktoren der Wirtschaftsdüngerlagerung von Rindergülle und -mist

Die Emissionen von NH₃, N₂O und CH₄ aus der Wirtschaftsdüngerlagerung von Rindergülle unterscheiden sich je nach Art und Bauweise des Lagers. Wichtig zu wissen ist, dass die Abdeckung von Wirtschaftsdüngerlagern zwar NH₃-Emissionen reduziert, jedoch gleichzeitig die N₂O-Emissionen erhöht.

Für eine Minderung von CH₄-Emissionen aus der Lagerung von Rindergülle kommt nach derzeitigem Wissen nur die offene Lagerung mit natürlicher Schwimmdecke in Betracht.

Für diesen Bereich liegen nur deutschlandweite Zahlen des Nationalen Inventarberichts vor. In dessen Bilanzierung hat sich der Anteil der Lagerung in Kellern unterhalb der Laufflächen bzw. Spaltenböden seit 1990 unter Spaltenböden verringert (s. Abbildung 20). Seit 2000 sind schwimmende Abdeckungen und offene Güllelager hinzugekommen. Durch die Vergärung von Rindergülle und Rindermist in Biogasanlagen und gasdichte Lagerung werden die Emissionen aus der Lagerung verringert.

Um für die Emissionseffekte der Güllelagerung zu bewerten, werden die in Tabelle 8 ausgewiesenen Emissionsfaktoren umgerechnet und aufsummiert, so dass ein durchschnittlicher jährlicher Emissionsfaktor für die Güllelagerung entsteht (s. Tabelle 9). Daraus folgt, dass sich – je nach der anteiligen Art der Güllelagerung – die Emissionsfaktoren jährlich unterscheiden. Aus den Emissionsfaktoren und der Aufteilung der Lagerungen ergibt sich für Deutschland ein Anstieg der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NH₃ um 27,2 % und für CH₄ um 0,7 %. Der durchschnittliche Emissionsfaktor für N₂O ist seit 1990 um 8,5 % gesunken.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren für die Lagerung von Rindergülle (Rösemann et al., 2023)

Lagerung	Ammoniak- Emissions- faktor kg NH ₃ -N per kg TAN	Lachgas- Emissions- faktor kg N ₂ O-N per kg N	Maximale Methan Produktions- kapazität (Bo) m ³ per kg VS	Methan- Konversions- Faktor % von Bo
Güllelager, offen	0,150	0,000	0,23	17,0
Güllelager, feste Abdeckung	0,015	0,005	0,23	17,0
Güllelager, natürliche Schwimmdecke	0,045	0,005	0,23	10,0
Güllelager, schwimmende Abdeckung (Folie)	0,023	0,000	0,23	17,0
Güllelager, schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0,030	0,000	0,23	17,0
Lager unter Spalten- boden > 1 Monat	0,045	0,002	0,23	17,0

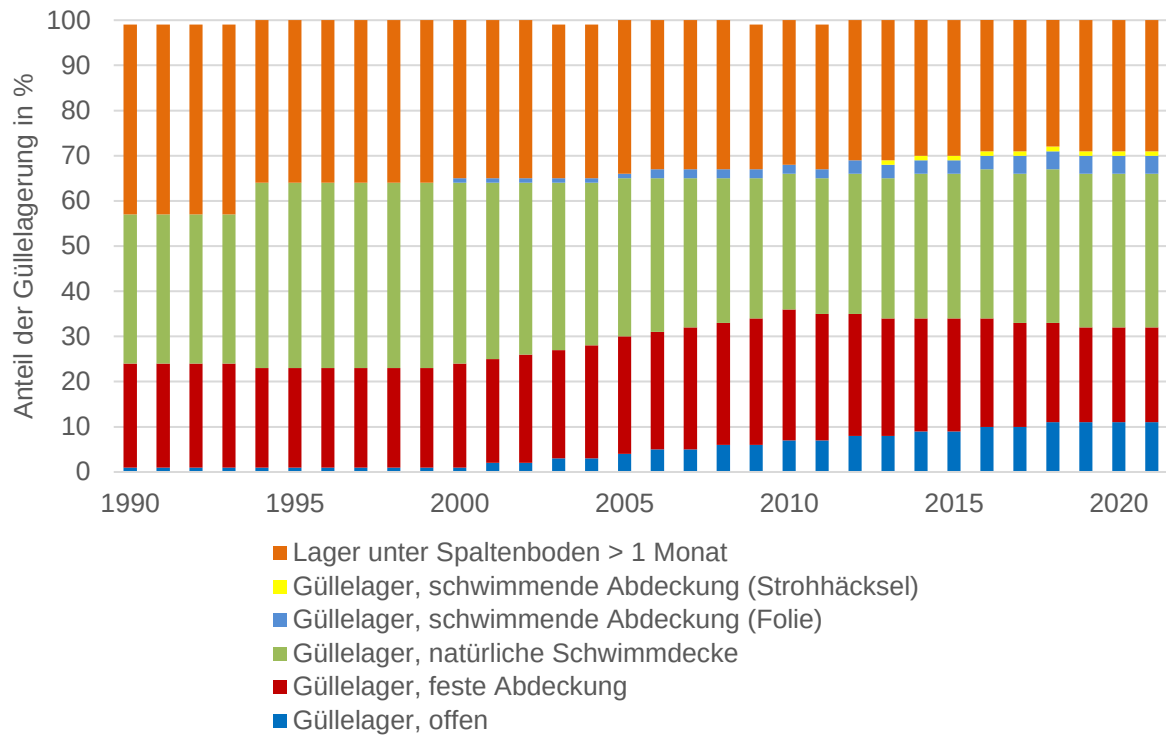


Abbildung 20: Entwicklung der Lagerung von Rindergülle in Deutschland von 1990 – 2021 (Rösemann et al., 2023)

Tabelle 9: Entwicklung der Ammoniak-, Lachgas- und Methanemission aus der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung von Rindergülle in Deutschland (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Lagerung	Ammoniak		Lachgas		Methan	
	kg NH ₃ -N pro kg TAN		kg N ₂ O-N pro kg N		m ³ CH ₄ pro kg VS	
	1990	2021	1990	2021	1990	2021
Güllelager, offen	0,00150	0,01650	0	0	0,17	1,87
Güllelager, feste Abdeckung	0,00345	0,00315	0,00115	0,00105	3,91	3,57
Güllelager, natürliche Schwimmdecke	0,01485	0,01530	0,00165	0,00170	3,30	3,40
Güllelager, schwimmende Abdeckung (Folie)	0	0,00092	0	0	0	0,68
Güllelager, schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0	0,0003	0	0	0	0,17
Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	0,01890	0,01305	0,00084	0,00058	7,14	4,93
Durchschnittlicher Emissionsfaktor	0,03870	0,04922	0,00364	0,00333	14,52	14,62

3.3 Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren zu Mastschweinen

Die Emissionen der Mastschweine können in Lachgasemissionen, die durch die Ausscheidungen der Tiere entstehen, und in Methanemissionen, die bei der enterischen Fermentation entstehen, aufgeteilt werden. Grundlegend gehen die enterische Fermentation und die Stickstoffausscheidung der Mastschweine auf die individuelle Futterration und die Verwertung des Futters (Futterraufwand pro kg Gewichtszunahme) zurück. Die Ration wird auf den Bedarf der Tiere, der maßgeblich von der täglichen Gewichtszunahme abhängt, abgestimmt. Die Zusammensetzung der Ration fällt allerdings bei den Fütterungssystemen unterschiedlich aus. Die Stickstoffausscheidung der Mastschweine wird mit Hilfe des Massenflusssystems den verschiedenen Haltungssystemen und Stallhaltungssystem anteilig zugeordnet. Weitere Zuordnungen werden über die Gülle- und Mistverfahren inklusive der Lagerung getroffen (Abbildung 21).

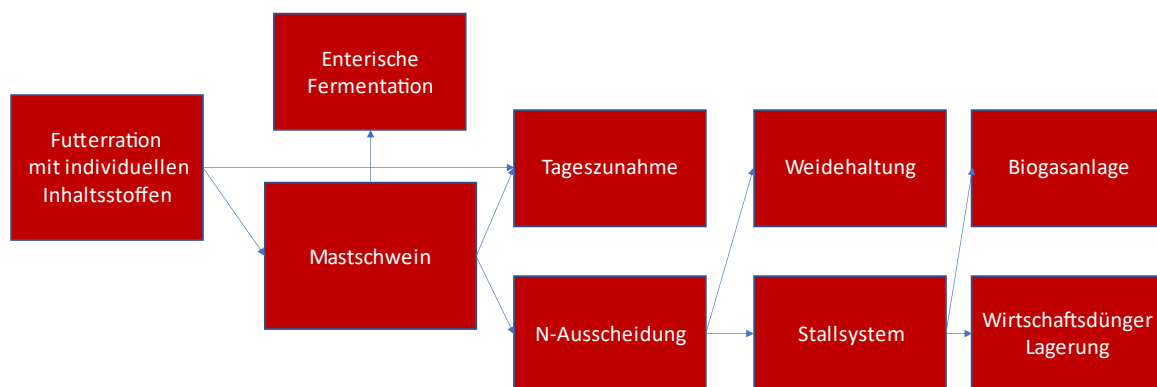


Abbildung 21: Zusammenhang der Aktivitätsdaten der Mastschweine

Abbildung 22 zeigt die Entwicklung der Schweinebestände in NRW seit 1990. Der Anstieg der Bestände von 2011 auf 2012 ist unter anderem darauf zurück zu führen, dass die Methodik der Erhebung vom Statistischen Bundesamt geändert wurde. Zusätzlich wurden seit 2012 auch Schweine aus Beständen ohne landwirtschaftliche Fläche erfasst. Seit 2017 nimmt die Zahl der Schweine in NRW stetig ab. Die Haltung von Schweinen konzentriert sich in NRW vor allem auf die Kreise Borken, Coesfeld, Steinfurt, Warendorf und Paderborn (Abbildung 23).

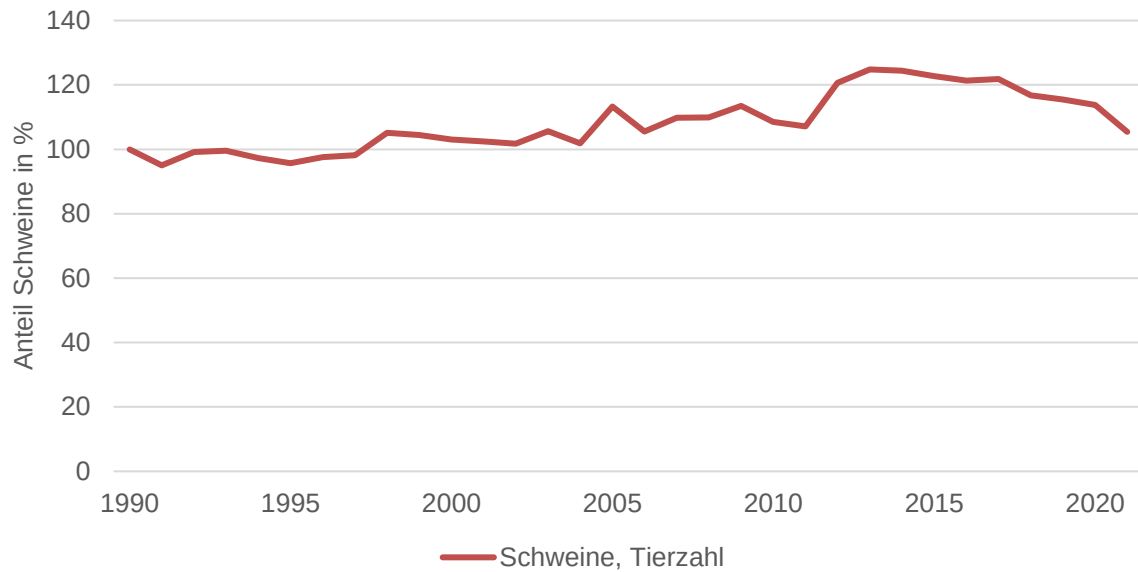


Abbildung 22: Entwicklung der Tierzahlen seit 1990 (100 %) von Schweinen in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

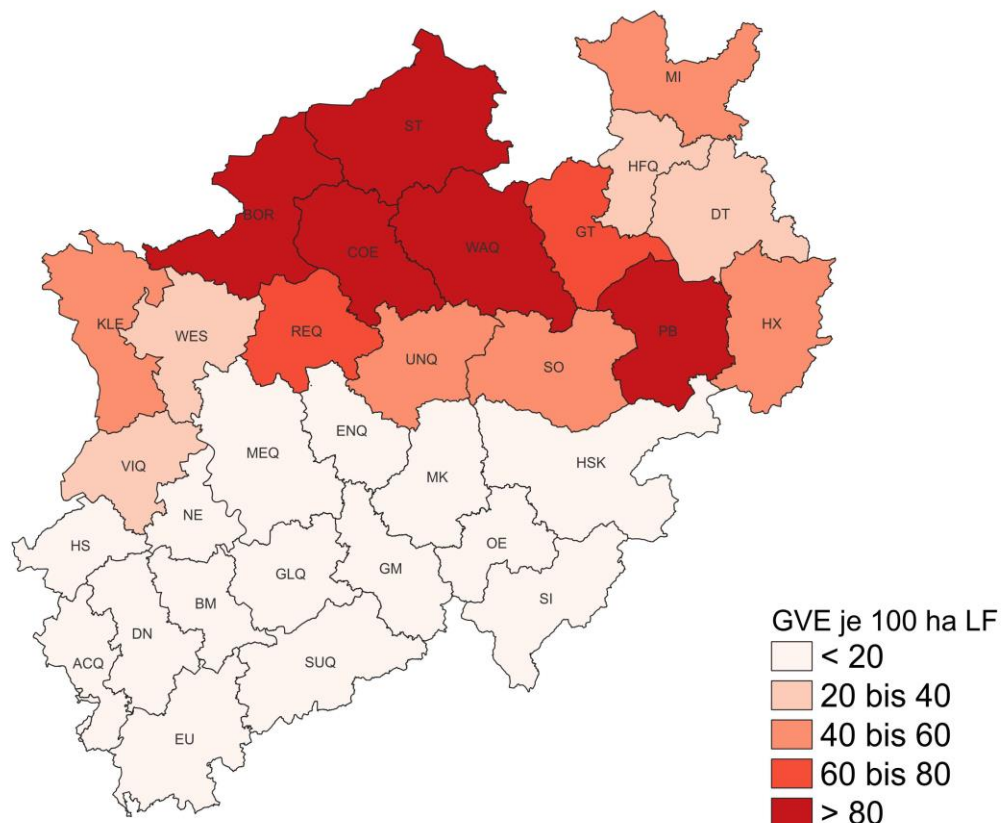


Abbildung 23: Regionaler Tierbesatz von Schweinen in NRW (2020; GVE je 100 ha LF) (verändert nach Nährstoffbericht NRW 2021)

3.3.1 Aktivitätsdaten zur Fütterung der Mastschweine in NRW

Die Stickstoffausscheidungen der Mastschweine ergeben sich aus der Differenz der mit dem Futter aufgenommenen und der im Körper angesetzten Nährstoffe.

Formel 5: Bilanzierung der Nährstoffausscheidung (DLG 2014)

$$\text{Nährstoffaufnahme} = \text{Futtermittel A (kg N)} + \text{Futtermittel B (kg N)}$$

$$\text{Nährstoffausscheidung mit Kot und Harn} = \text{Nährstoffaufnahme (kg N)} - \text{Zuwachs (kg N)}$$

Die Stickstoffaufnahme der Mastschweine wird durch den Rohproteingehalt der Futtermittel und der Futtermenge bestimmt. Durch die verschiedenen Nährstoffmengen in den einzelnen Fütterungsverfahren ergeben sich unterschiedliche Stickstoffausscheidungen. Anders als im Milchviehbereich geht man bei der Berechnung der Aktivitätsdaten für die Fütteration in der Schweinemast von den Nährstoffgehalten üblicher Futtermittel aus (Rösemann et al., 2023).

Nach dem Nährstoffbericht NRW 2021 (Abbildung 24) hat die zunehmende Verbreitung der N- und P-reduzierten Fütterung von 2016/2017 bis 2018/2019 zu einer Verringerung der Stickstoffausscheidung auf 11 kg N pro Stallplatz und Jahr geführt. Die Verminderung der Stickstoffausscheidungen durch die Verminderung der Proteingehalte im Futter finden auch im DLG Merkblatt 418 Berücksichtigung. Dieses bildet die derzeitigen Fütterungsstrategien in Deutschland und NRW ab.

Durch mikrobielle und enzymatische Umsetzungen von ausgeschiedenen Stickstoffverbindungen treten Verluste in Form von Ammoniak und indirekt von Lachgas auf. Daher finden sich mit der N- und P-reduzierten Fütterung in der Gülle bzw. im Festmist meistens geringere Stickstoffmengen als nach Bilanzierung zu erwarten wäre. Diese sogenannten Lagerverluste finden u.a. im Düngerecht Berücksichtigung. Ein weiterer Einflussfaktor ist die äußerst schwer zu standardisierende Probenahme aus Flüssigmist. Daher ist die Bilanzierung ein geeigneter Maßstab zur Bewertung von N-Ausscheidungen.

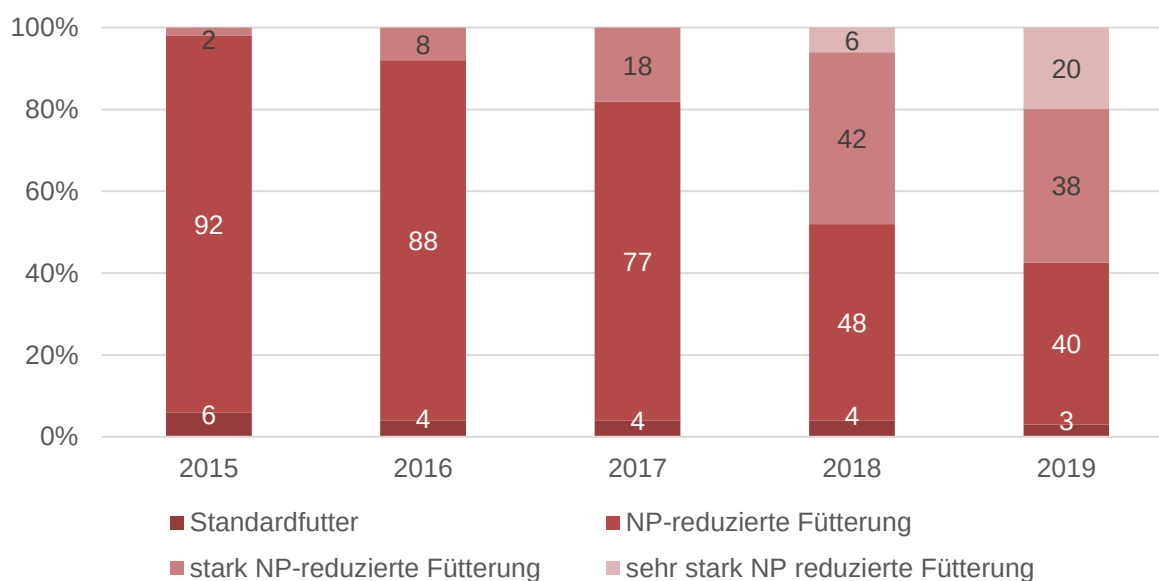


Abbildung 24: Fütterungsstrategien von Mastschweinen zwischen 2015 und 2019 (verändert nach Nährstoffbericht NRW 2021)

3.3.2 Aktivitätsdaten zur Stickstoffausscheidung der Mastschweine in NRW

Im Unterschied zu den Bilanzierungen der Nährstoffausscheidungen von Anzahl verkaufter Tiere im Nährstoffbericht geht das Nationale Inventar von einer ganzjährigen 100 %-Belegung der Tierplätze aus. Dabei müssten für einen Vergleich der typischen Ausscheidungen der Tiere die Service- und Reinigungszeiten berücksichtigt werden. Damit der tatsächliche Stickstoffanfall ermittelt werden kann, wird als Vergleichsgröße der Stickstoffanfall pro kg Zuwachs verwendet. Die Tageszunahmen sind seit 1990 bei gleichzeitiger Verringerung der relativen Stickstoffausscheidung der Mastschweine (Abbildung 25) jedoch beständig gestiegen. Dies wurde durch eine flächendeckende Etablierung von N-/P-reduzierten Fütterungsstrategien erreicht. Durch die Reduzierung des Rohproteineinsatzes in den verschiedenen Phasen der Fütterung konnten damit auch NH_3 - und N_2O -Emissionen gemindert werden.

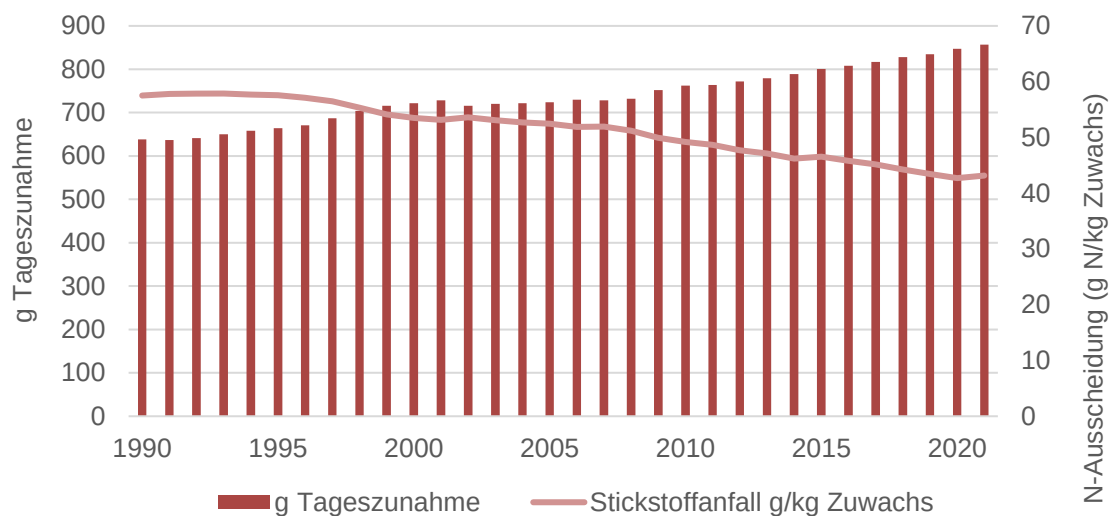
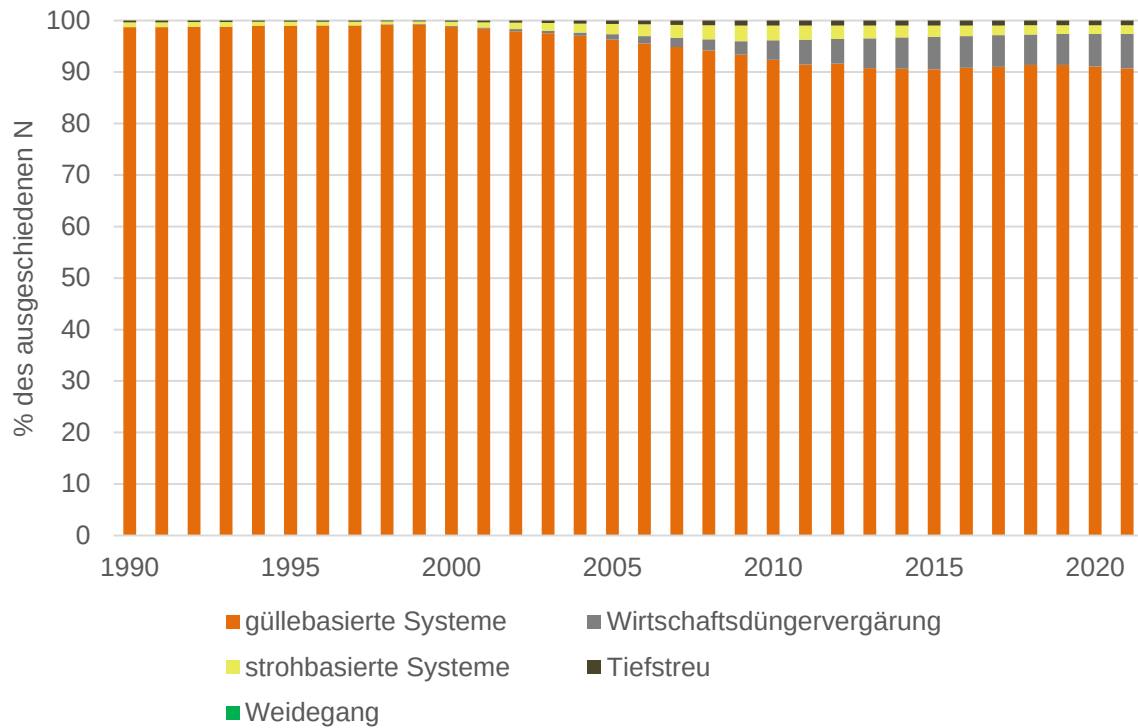


Abbildung 25: Entwicklung der täglichen Gewichtszunahmen und der Stickstoffausscheidungen von Mastschweinen von 1990 – 2021 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

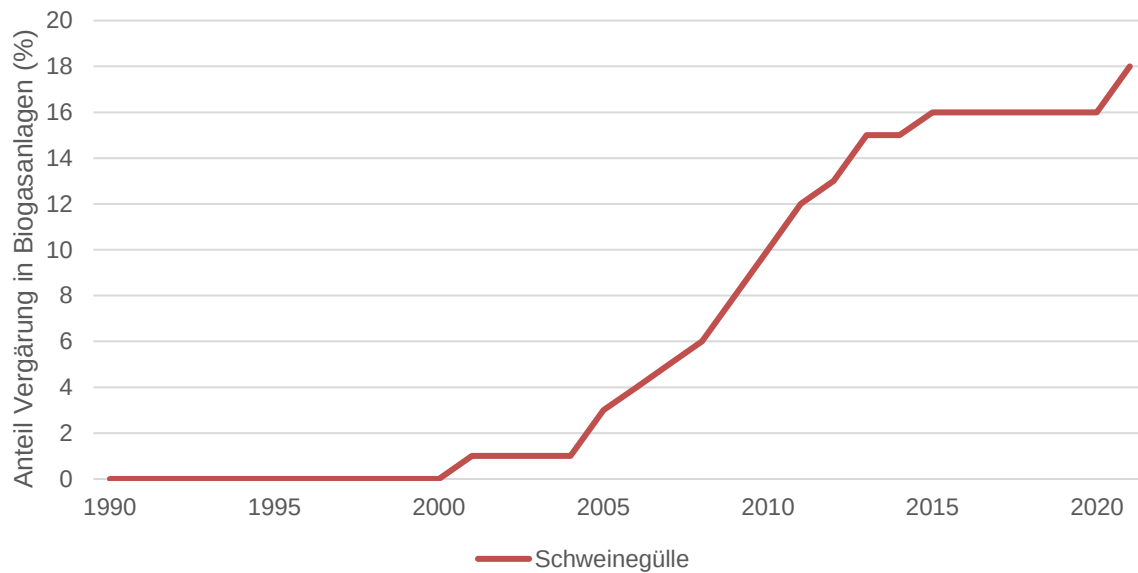
3.3.3 Aktivitätsdaten zum Wirtschaftsdüngermanagement und zur Abluftreinigung in der Schweinemast

Das Wirtschaftsdüngermanagement in der Schweinemast ist seit 1990 vor allem durch güllebasierte Systeme geprägt (Abbildung 26). Ein seit 2014 stabiler Anteil der Mastschweinegülle von etwa 16 % wird in Biogasanlagen vergoren (Abbildung 27). Durch die Vergärung in Biogasanlagen wird eine Emissionsminderung von Lachgas und Methan durch die gasdichte Lagerung erzielt.

Durch Abluftreinigungsanlagen kann in geschlossenen Ställen ein gewisser Anteil der Ammoniakemissionen durch biologische oder chemische Verfahren herausgefiltert werden. In NRW wird diese Menge auf insgesamt ca. 500 t N im Jahr 2021 geschätzt (Abbildung 28). Diese Daten sind im Nationalen Inventarbericht enthalten und werden in der Bilanzierung mit eingerechnet.



**Abbildung 26: Mastschweine Wirtschaftsdüngermanagement in NRW (verändert nach Röse-
mann et al., 2023)**



**Abbildung 27 Anteil der Vergärung von Schweinegülle in Biogasanlagen (verändert nach Röse-
mann et al., 2023)**

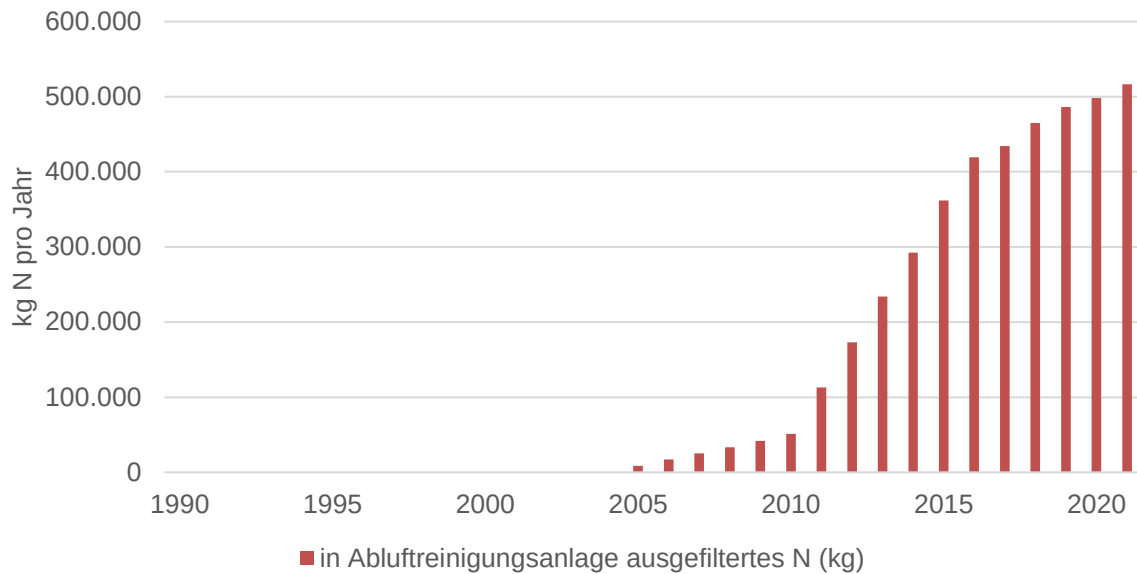


Abbildung 28: Entwicklung der Stickstoffminderung in kg N pro Jahr durch Abluftreinigungsanlagen in der Schweinemast von 1990 - 2021 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.3.4 Emissionsfaktoren zur Wirtschaftsdüngerlagerung von Schweinegülle und -mist

Die Emissionen von NH_3 , N_2O und CH_4 aus der Wirtschaftsdüngerlagerung von Schweinegülle unterscheiden sich je nach Art und Bauweise des Lagers. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass die Abdeckung von Wirtschaftsdüngerlagern zwar NH_3 -Emissionen reduziert, jedoch gleichzeitig die N_2O -Emissionen erhöht. Für eine Minderung von CH_4 -Emissionen aus der Lagerung von Schweinegülle kommt nach derzeitigem Wissen nur die offene Lagerung mit natürlicher Schwimmdecke in Betracht. Durch die Vergärung von Schweinegülle und Schweinemist in Biogasanlagen und die damit einhergehende gasdichte Lagerung werden die Emissionen aus der Lagerung verringert.

Um die Emissionseffekte der Güllelagerung zu bewerten, werden die in Tabelle 10 ausgewiesenen Emissionsfaktoren umgerechnet und aufsummiert, so dass ein durchschnittlicher jährlicher Emissionsfaktor für die Güllelagerung entsteht (s. Tabelle 11). Daraus folgt, dass sich – je nach der anteiligen Art der Güllelagerung – die Emissionsfaktoren jährlich unterscheiden. Aus den Emissionsfaktoren und der Aufteilung der Lagerungen ergibt sich für Deutschland eine Reduzierung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für NH_3 um 22,7 % und für CH_4 um 5,9 %. Der durchschnittliche Emissionsfaktor für N_2O ist seit 1990 um 54,4 % gestiegen.

Tabelle 10: Emissionsfaktoren für die Lagerung von Schweinegülle (Rösemann et al., 2023)

Lagerung	Ammoniak-Emissions-faktor	Lachgas-Emissions-faktor	Maximale Methan Produktions-kapazität (Bo)	Methan konversions-faktor
	kg NH ₃ -N per kg TAN	kg N ₂ O-N per kg N	m ³ per kg VS	% von Bo
Güllaager, offen	0,150	0,000	0,25	30,0
Güllaager, feste Abdeckung	0,015	0,005	0,25	30,0
Güllaager, natürliche Schwimmdecke	0,105	0,005	0,15	30,0
Güllaager, schwimmende Abdeckung (Folie)	0,023	0,000	0,25	30,0
Güllaager, schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0,030	0,000	0,25	30,0
Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	0,105	0,002	0,25	30,0

Tabelle 11: Entwicklung der Ammoniak-, Lachgas- und Methanemission aus der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung von Schweinegülle in Deutschland (verändert nach Rösemann et al., 2023)

	Ammoniak		Lachgas		Methan	
	kg NH ₃ -N pro kg TAN		kg N ₂ O-N pro kg N		m ³ CH ₄ pro kg VS	
	1990	2021	1990	2021	1990	2021
Güllaager, offen	0,07050	0,01800	0	0	11,75	3
Güllaager, feste Abdeckung	0,00270	0,00255	0,00090	0,00085	4,50	4,25
Güllaager, natürliche Schwimmdecke	0,00315	0,02100	0,00015	0,00100	0,45	3
Güllaager, schwimmende Abdeckung (Folie)	0	0,00230	0	0	0	2,50
Güllaager, schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0	0,00120	0	0	0	1
Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	0,03360	0,03990	0,00064	0,00076	8,00	9,50
Durchschnittlicher Emissionsfaktor	0,10995	0,08495	0,00169	0,00261	24,7	23,25

3.4 Fazit zu den Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren aus dem Nationalen Inventarbericht

Gemäß Formel 1: $\text{Aktivitätsdaten} \times \text{Emissionsfaktor} = \text{Emission}$ sind in den vorangegangenen Kapiteln exemplarisch die Aktivitätsdaten aus dem Nationalen Inventarbericht der Bereiche Pflanzenbau, Milchkühe und (Mast-)Schweine erläutert worden. Es ist festzustellen, dass die dem Nationalen Inventarbericht zu Grunde liegenden Daten die betriebliche Realität nicht in allen Punkten ausreichend spezifisch abbilden. Vor allen Dingen die Daten auf Kreisebene bringen sehr hohe Unsicherheiten mit sich, die Daten auf Landesebene eher mittlere Unsicherheiten. Beispielsweise liegen die Aktivitätsdaten der Tierzahlen verlässlich für die einzelnen Kreise vor. Für die Fütterungsstrategien liegen keine Daten auf Kreisebene in offiziellen Statistiken vor. Der Nährstoffbericht NRW gibt Hinweise, dass sich die Verteilung der Düngemengen sowie die Fütterungsstrategien in den einzelnen Kreisen in NRW stark unterscheiden. Diese regionale Datengrundlage findet derzeit keinen Eingang in die sektorale Bilanz. Zur Abschätzung werden daher nur die maximal möglichen Emissionen herangezogen. Hier ist anzunehmen, dass die realen Daten niedriger liegen.

Im Bereich Pflanzenbau führt die Nicht-Berücksichtigung der Verfügbarkeit von Nährstoffgehalten in Düngemitteln gemäß DüV zu einer Divergenz zwischen der sektoralen Bilanz und einzelbetrieblicher Düngungspraxis. Im Bereich der Tierhaltung werden die Emissionen aus der Fütterung auf den Betrieben durch eine N- und P-reduzierte Fütterung gemindert. Diese Minderung fließt jedoch nicht vollständig in die nationalen Daten zur Sektoralen Berichterstattung ein. Bei der Bewertung der im nächsten Kapitel dargestellten Emissionen der Landwirtschaft sind diese Diskrepanzen zu beachten.

Aus dieser Aufzählung lässt sich ableiten, dass die Datengrundlage der Sektoralen Berichterstattung nicht geeignet ist, konkrete Maßnahmen für einzelne landwirtschaftliche Bereiche abzuleiten.

3.5 Darstellung der Treibhausgas-Emissionen des Sektors Landwirtschaft in NRW

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Aktivitätsdaten sowie die Emissionsfaktoren exemplarisch für Pflanzenbau, Milchkuhhaltung und Schweinemast erläutert. Das Produkt der beiden Faktoren Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren ergibt die dem jeweiligen Bereich zugeordneten Emissionen, die im nachfolgenden Kapitel näher erläutert werden.

Die Darstellung der Entwicklungen der THG-Emissionen des Sektors Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen erfolgt auf der Grundlage der aktuellsten Berechnungen des Thünen-Institutes im Rahmen der offiziellen Treibhausgasberichterstattung für die Quellgruppen 3 Landwirtschaft, 1.A.4.c Energieverbrauch Landwirtschaft sowie die LULUCF-Bereiche 4.B.1 Ackernutzung, 4.C.1 Grünlandnutzung und 4.D.1 Feuchtgebiete (Rösemann et. al 2023).

Die Zusammensetzung der Hauptemissionen in der Landwirtschaft im nationalen Inventarbericht wird differenziert nach den Lachgas-, Methan- und Kohlenstoffdioxid-Emissionen. Der betrachtete Zeitraum umfasst die Jahre 1990 bis 2021. Abbildung 29 zeigt die Zeitreihen der THG-Emissionen der Landwirtschaft in NRW in CO₂-Äquivalenten (CO₂eq), gegliedert nach den Quellbereichen. Ergänzend listet Tabelle 12 die dazugehörenden Zahlenangaben auf.

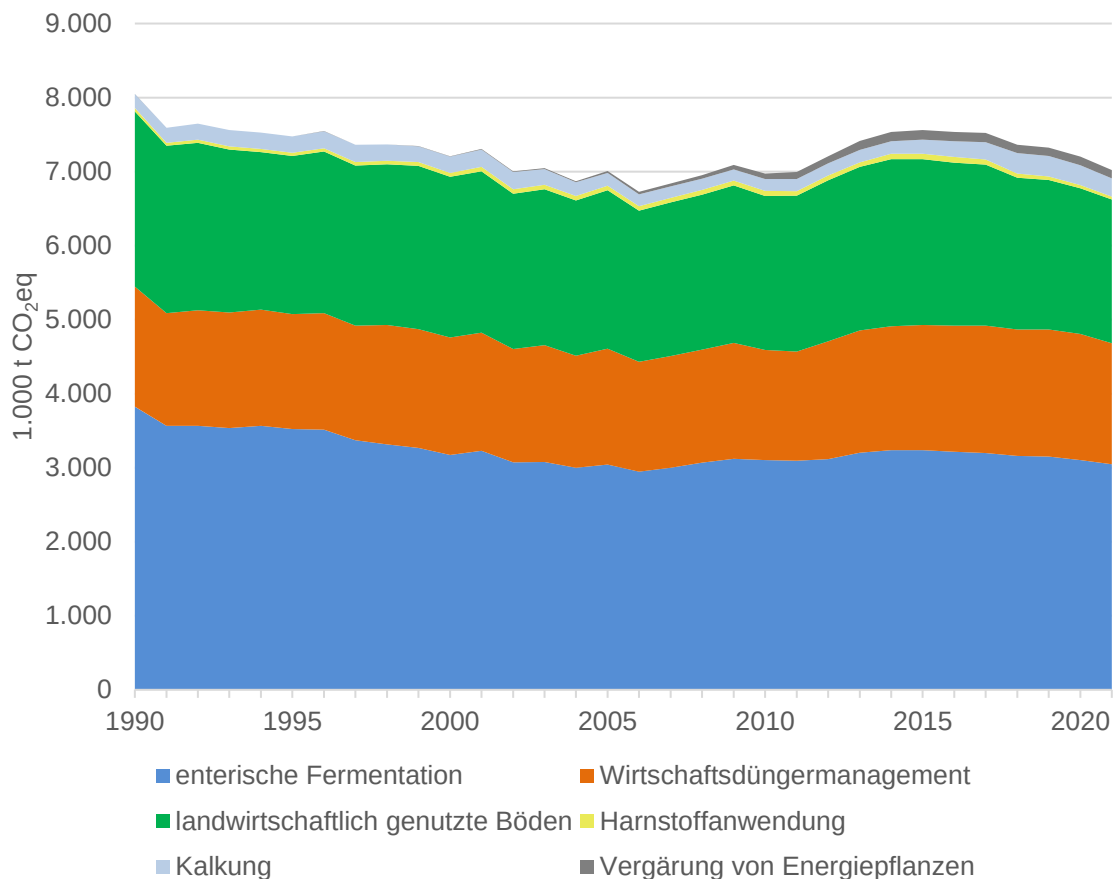


Abbildung 29: Entwicklung der Emissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft, GWPC_{H₄} = 28, GWPN₂O = 265 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Es ist festzustellen, dass die THG-Gesamtemissionen aus der Landwirtschaft in NRW von 8.047.000 t CO_{2eq} im Jahr 1990 auf 7.021.000 t CO_{2eq} im Jahr 2021 um 12,7 % gesunken sind. Diese Reduktion ist die Konsequenz aus den folgenden Veränderungen:

- Abnahme der Emissionen um ca. 774.000 t CO_{2eq} (-20 %) als CH₄ aus der Verdauung (enterische Fermentation),
- Zunahme der Emissionen um ca. 10.000 t CO_{2eq} (+0,6 %) als CH₄ und N₂O aus dem Wirtschaftsdünger-Management,
- Zunahme der Emissionen um ca. 114.000 t CO_{2eq} als CH₄ und N₂O aus der Vergärung von Energiepflanzen (Fermenter und Gärrestlager; 1990: 0 t),
- Abnahme der Emissionen um ca. 423.000 t CO_{2eq} (-17 %) als N₂O aus landwirtschaftlich genutzten Böden,
- Zunahme der Emissionen um ca. 54.900 t CO_{2eq} (+29 %) als CO₂ aus Kalkung in der Land- und Forstwirtschaft,
- Abnahme der Emissionen um ca. 7.600 t CO_{2eq} (-17 %) als CO₂ aus der Düngung mit harnstoffhaltigen Düngemitteln.

Tabelle 12: Entwicklung der Emissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft, GWPCH₄ = 28, GWPN₂O = 265, 1990-2021 in 1.000 t CO₂eq, (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Jahr	enterische Fermentation	WD-Management	lv. genutzte Böden	Harnstoff-anwendung	Kalkung	Vergärung von Energiepflanzen	Gesamt-Ergebnis
In 1.000 t CO ₂ eq							
1990	3.823,70	1.622,76	2.366,18	45,07	190,16	0,04	8.047,90
1991	3.566,96	1.522,84	2.258,67	40,95	202,54	0,10	7.592,06
1992	3.567,07	1.560,23	2.259,59	46,60	216,28	0,14	7.649,89
1993	3.535,39	1.562,92	2.197,78	42,93	220,79	0,18	7.560,00
1994	3.566,96	1.570,61	2.127,46	42,03	221,59	0,22	7.528,86
1995	3.521,47	1.555,10	2.133,70	42,96	223,17	0,53	7.476,93
1996	3.514,06	1.572,32	2.184,52	45,42	229,50	0,88	7.546,70
1997	3.371,57	1.549,62	2.160,93	46,75	232,15	1,11	7.362,13
1998	3.316,73	1.610,11	2.170,25	49,17	218,77	2,51	7.367,53
1999	3.267,38	1.602,45	2.206,07	51,69	214,71	2,85	7.345,15
2000	3.172,16	1.585,37	2.170,68	55,57	218,73	4,51	7.207,03
2001	3.229,75	1.592,77	2.181,89	58,29	235,11	6,39	7.304,21
2002	3.073,38	1.531,70	2.097,78	59,97	230,39	9,17	7.002,41
2003	3.076,90	1.576,77	2.108,78	60,91	212,50	10,82	7.046,67
2004	2.997,61	1.513,28	2.098,46	59,43	187,72	13,96	6.870,46
2005	3.040,73	1.569,29	2.139,31	60,06	174,62	25,91	7.009,94
2006	2.946,11	1.485,01	2.042,19	59,11	160,23	32,42	6.725,07
2007	2.997,38	1.512,53	2.074,51	60,67	154,82	40,64	6.840,54
2008	3.070,33	1.523,64	2.094,97	65,08	151,37	46,74	6.952,13
2009	3.121,78	1.564,66	2.126,61	63,40	154,18	57,53	7.088,17
2010	3.104,95	1.487,69	2.079,62	66,59	159,13	76,58	6.974,56
2011	3.092,64	1.476,14	2.107,56	61,28	163,78	93,24	6.994,63
2012	3.114,14	1.591,66	2.177,71	64,64	163,28	96,27	7.207,69
2013	3.202,17	1.651,17	2.209,76	63,01	166,99	122,83	7.415,93
2014	3.235,57	1.674,42	2.259,92	70,24	171,75	124,69	7.536,58
2015	3.237,73	1.688,47	2.243,21	74,15	186,26	130,89	7.560,72
2016	3.214,39	1.703,21	2.203,90	76,37	210,58	126,57	7.535,02
2017	3.197,24	1.722,81	2.175,44	67,42	236,36	122,11	7.521,38
2018	3.159,07	1.709,49	2.048,30	56,71	277,29	111,93	7.362,78
2019	3.148,64	1.716,88	2.021,04	46,63	276,48	113,35	7.323,03
2020	3.103,50	1.702,34	1.969,25	40,59	271,70	114,13	7.201,51
2021	3.048,80	1.633,09	1.942,55	37,43	245,05	114,13	7.021,04
2021 in %	43,4 %	23,3 %	27,7 %	0,5 %	3,5 %	1,6 %	100 %

Die Zunahme der THG-Emissionen ab 2005 ist unter anderem auf ansteigende Lachgasemissionen infolge höherer Stickstoffdüngung zurückzuführen. Dies wurde vor allem durch die zusätzliche Ausbringung von Gärresten aus Energiepflanzen verursacht. Der Rückgang der Emissionen ab 2015 ist sowohl auf einen Rückgang der Tierzahlen als auch auf den Rückgang des Mineraldüngereinsatzes zurückzuführen.

Die bundesweite Entwicklung der Abnahme der Tierbestände seit 1990 stellt sich in NRW differenzierter dar. Im Vergleich zum bundesweiten Durchschnitt ergeben sich geringere Abnahmen bei der Anzahl der Milchkühe und der übrigen Rinder. Die Schweinebestände liegen in NRW im Vergleich zu 1990 bei 105,4 %. Im Gegensatz dazu ist der Schweinebestand auf Bundesebene auf 74,4 % gegenüber dem Jahr 1990 (Tabelle 13) gesunken.

Tabelle 13: Prozentualer Anteil der Tierbestände in Deutschland und NRW im Jahr 2021 (1990 = 100 %), (verändert nach Rösemann et al., 2023)

	Deutschland	NRW
Milchkühe	60,3 %	73,0 %
Übrige Rinder	54,9 %	60,8 %
Schweine	74,4 %	105,4 %

3.5.1 Emissionen aus enterischer Fermentation

In den Kapiteln 3.2.1 und 3.2.4 sind die Aktivitätsdaten sowie der Emissionsdaten für die Milchkühe in NRW exemplarisch erläutert. Die weiteren Tierarten sind in Rösemann et al., 2023 ausführlich beschrieben. Der Großteil der Emissionen in der Landwirtschaft in NRW ist auf die Methan-Emissionen aus der enterischen Fermentation der Rinderhaltung zurückzuführen. Die weiteren Tierarten haben nur einen marginalen Anteil an den Methan-Emissionen und werden im Folgenden nicht weiter beschrieben (Abbildung 30).

Die Milchkuhbestände in NRW sind seit 1990 um 27 % und die restlichen Rinderbestände um 39 % zurückgegangen (Tabelle 13). Die parallel verlaufende Steigerung der Einzeltierleistungen ist verbunden mit erhöhten CH₄-Emissionen pro Tier. Der Rückgang der Tierzahlen findet sich daher nur unterproportional in den Emissionsdaten wieder. Die diesbezüglichen Methanemissionen der Milchkühe sind im selben Zeitraum entsprechend nur um 9 % gesunken (Abbildung 31).

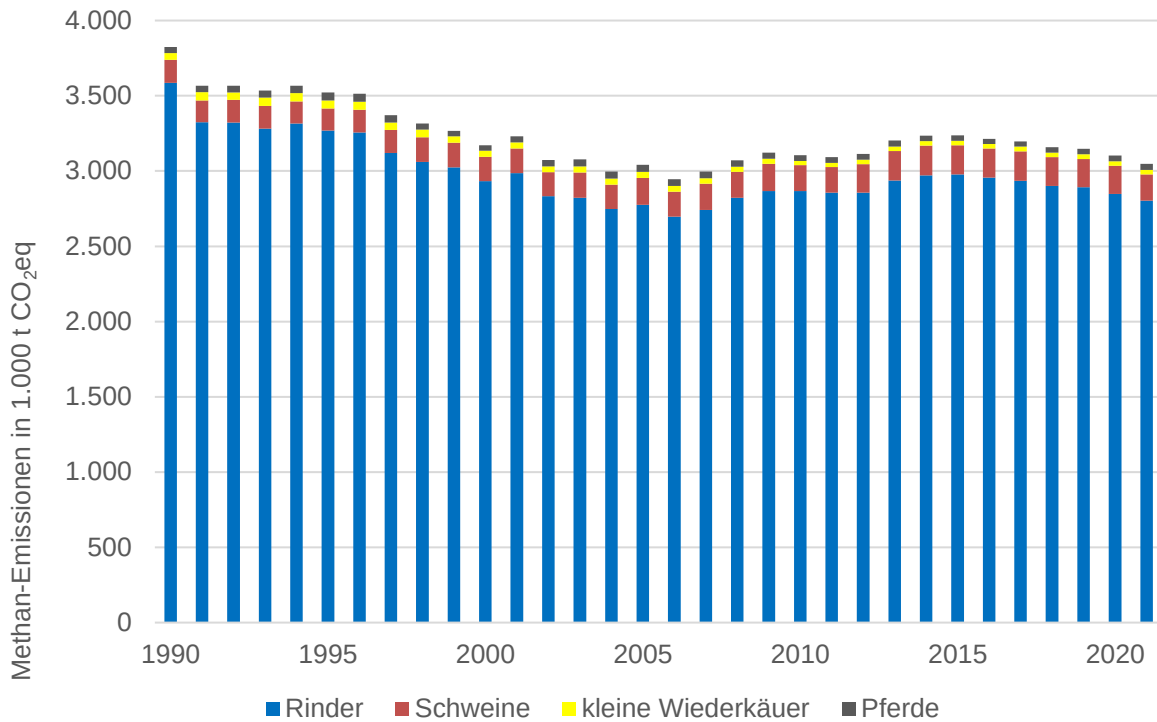


Abbildung 30: Methanemissionen aus der enterischen Fermentation in NRW, GWPCH₄ = 28 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

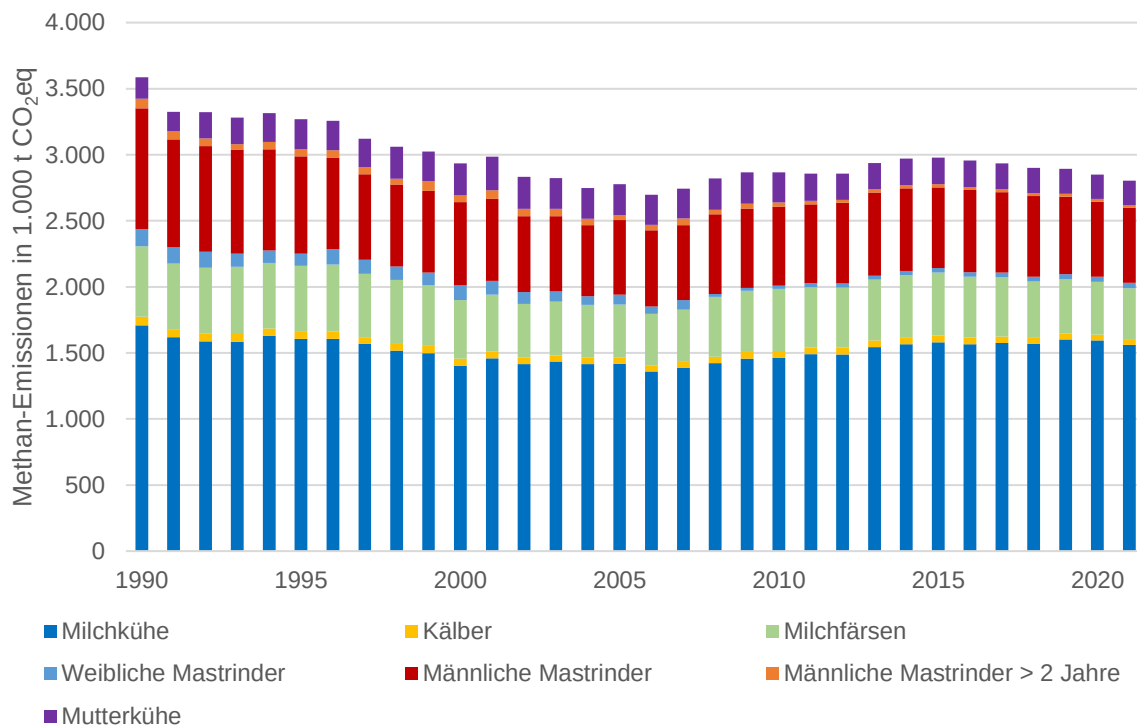


Abbildung 31: Methanemissionen aus der enterischen Fermentation von Rindern in NRW, GWPCH₄ = 28 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.5.2 Emissionen aus Düngewirtschaft und Güllemanagement

In den Kapiteln 3.2.1 bis 3.2.3, 3.2.5 und 3.3.1 bis 3.3.4 sind die Aktivitätsdaten sowie die Emissionsdaten für die Milchkühe und Mastschweine in NRW exemplarisch erläutert. Die weiteren Tierarten sind bei Rösemann et al., 2023 ausführlich beschrieben. Die Methan-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung stammen hauptsächlich aus der Lagerung von Wirtschaftsdüngern von Rindern und Schweinen. Die Emissionen der Lagerung von Schweinegülle und Schweinemist schwanken seit 1990 stärker als die Emissionen von Rindergülle und Rindermist. Dies ist auf die größeren Schwankungen der Tierzahlen zur Schweinemast und den Veränderungen in den Fütterungsstrategien zurückzuführen. Sie liegen bei den Schweinen zwischen knapp 708.000 t CO₂eq in 2012 und ca. 877.000 t CO₂eq in 2018. Bei den Rindern finden sich maximal 593.000 t CO₂eq in 1990 und 444.000 t CO₂eq in 2006. Die Emissionen von Geflügel, kleinen Wiederkäuern und Pferden sind seit 1990 stabil.

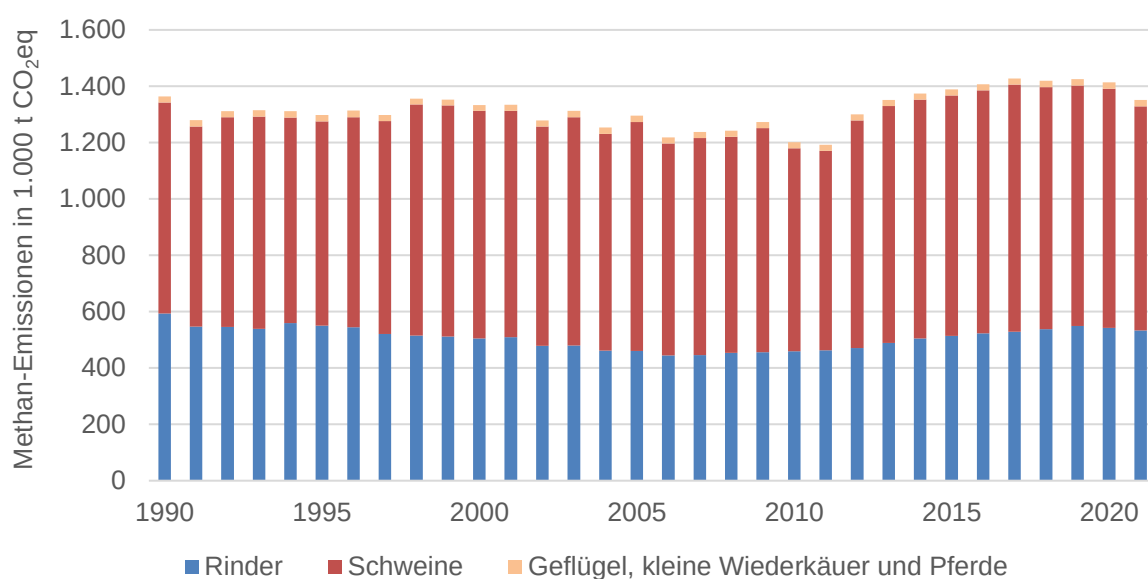


Abbildung 32: Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in NRW
GWPC_{H4} = 265 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Die Lachgasemissionen resultieren hauptsächlich aus der Lagerung und Haltung von Nutztieren, insbesondere Milchkühen, Schweinen und anderen Rindern. Die Lachgasemissionen entstehen primär durch die Lagerung und Haltung in Ställen und sind sowohl durch eine Erhöhung der Stickstoffausscheidungen bedingt als auch durch Fortschritte bei den Lagerbedingungen. Seit 1990 zeigt sich eine relativ konstante Entwicklung der Emissionen, mit einem Anstieg zwischen 2000 und 2010. Dieser Anstieg wird durch den erhöhten Stickstoffgehalt im Wirtschaftsdünger infolge gesteigerter Tierbestände und veränderter Fütterungsstrategien erklärt, während gleichzeitig Verbesserungen in der Lagerung durch Abdeckungen dazu beigetragen haben, die Emissionen zu stabilisieren.

Die Emissionen aus der Schweinehaltung schwankten im Zeitraum zwischen 1990 und 2020 zwischen 50.000 und 100.000 t CO₂eq, während die Emissionen aus der Haltung von Milchkühen und Rindern leicht zugenommen haben. 2010 erreichten die Emissionen aus der Milchkuhhaltung einen Höchstwert

von rund 200.000 t CO₂eq, während sich die Lachgasemissionen aus der restlichen Rinderhaltung seitdem stabilisierten. Der Beitrag von Geflügel und kleinen Wiederkäuern blieb im gesamten Zeitraum vergleichsweise gering, was auf die geringere Menge an erzeugtem Wirtschaftsdünger in diesen Tierhaltungen zurückzuführen ist.

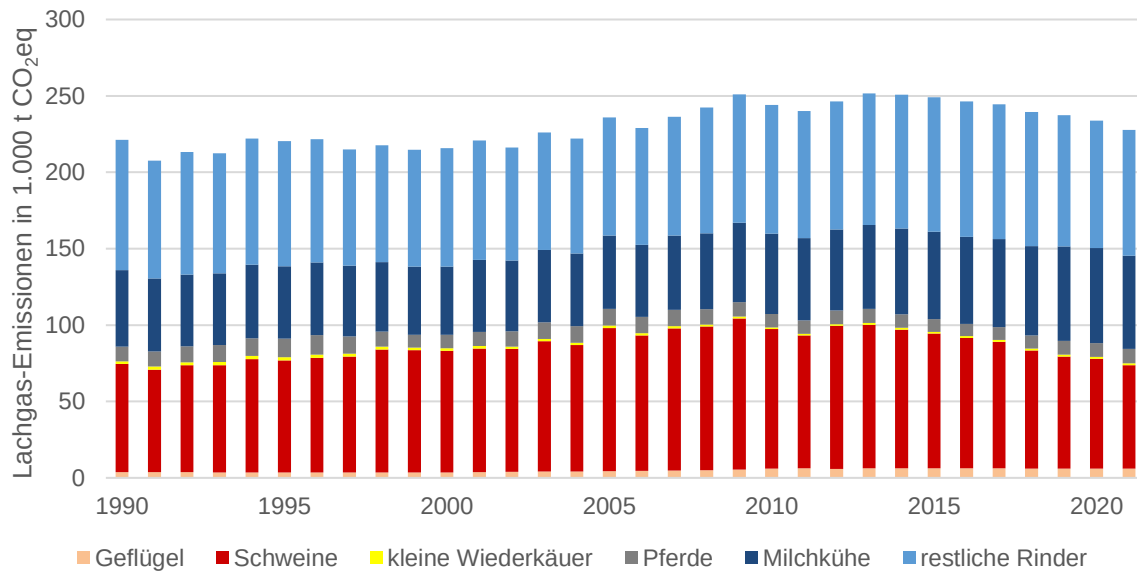


Abbildung 33: Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in NRW
 GWPN₂O = 28 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.5.3 Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden

In Kapitel 3.1 werden die Aktivitätsdaten sowie die Emissionsdaten für den Pflanzenbau in NRW exemplarisch erläutert. Die Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden umfassen die unmittelbar durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung ausgelösten Emissionen. Die direkten Lachgasemissionen von landwirtschaftlichen Böden in NRW sanken von 1.389.860 t CO₂eq im Jahr 1990 auf 1.126.450 t CO₂eq im Jahr 2021 (-9 %). Dieser Trend ergibt sich aus den folgenden Veränderungen der Emissionen:

- Abnahme um ca. 225.250 t CO₂eq (-40,7 %) als N₂O aus der Mineraldüngung,
- Abnahme um ca. 4.370 t CO₂eq (-1,2 %) als N₂O aus Wirtschaftsdüngern,
- Abnahme um ca. 11.150 t CO₂eq (-88,5 %) als N₂O aus Klärschlamm,
- Zunahme um ca. 59.860 t CO₂eq als N₂O aus Gärresten (1990: 10 t),
- Zunahme um ca. 20.900 t CO₂eq als N₂O aus Kompost (1990: 3.250 t),
- Abnahme um ca. 131.250 t CO₂eq (-53,5 %) als N₂O aus Weidegang,
- Zunahme um ca. 25.740 t CO₂eq (17,8 %) als N₂O aus Ernterückständen,
- Zunahme um ca. 950 t CO₂eq als N₂O aus Verlust organischer Substanz (1990: 30 t)
- Zunahme um ca. 1.160 t CO₂eq (1,5 %) als N₂O aus organischen Böden.

Die THG-Gesamtemissionen aus indirekten Lachgasemissionen von landwirtschaftlichen Böden in NRW sanken von 571.020 t CO₂eq im Jahr 1990 auf 453.470 t CO₂eq im Jahr 2021 (-20,6 %). Dieser Trend ergibt sich aus den folgenden Veränderungen der Emissionen:

- Abnahme um ca. 90.810 t CO₂eq (-22,7 %) als N₂O aus dem ausgewaschenen und abgeflossenen Stickstoff,
- Zunahme um ca. 35.960 t CO₂eq als N₂O aus Gärresten (1990: 10 t),
- Zunahme um ca. 8.550 t CO₂eq als N₂O aus Kompost (1990: 1.390 t),
- Abnahme um ca. 71.250 t CO₂eq (-42,1 %) als N₂O aus der Deposition von reaktivem Stickstoff.

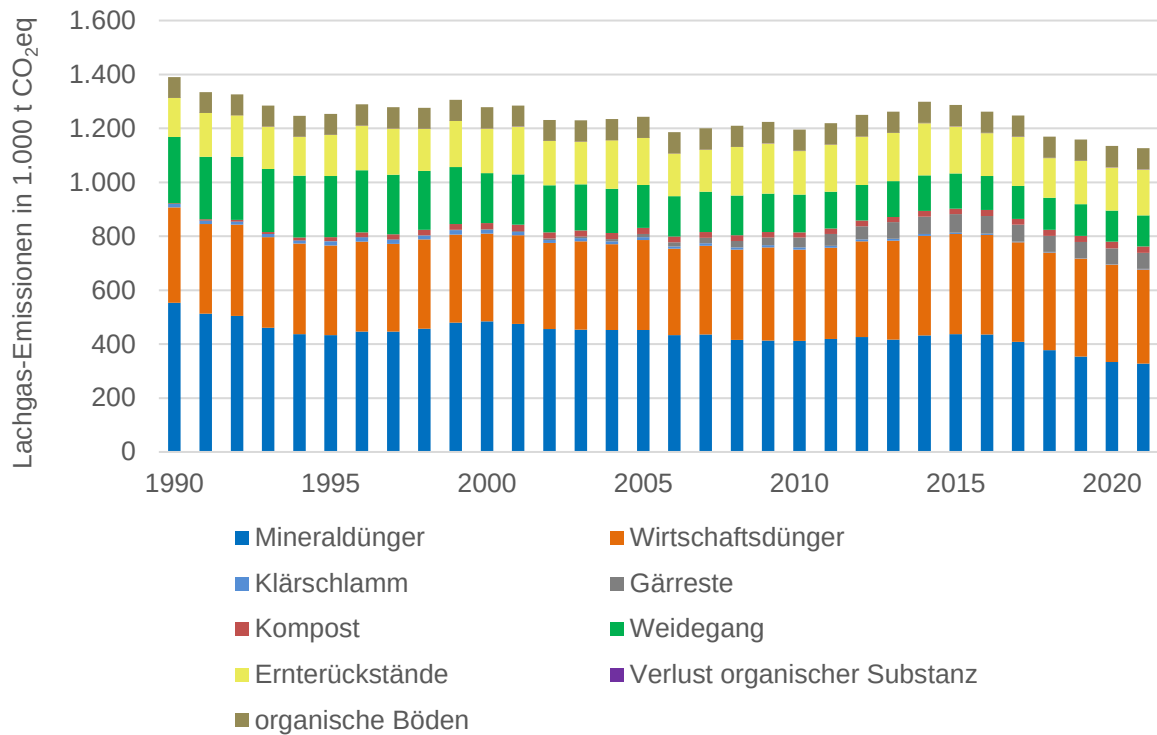


Abbildung 34: Entwicklung der direkten Lachgasemissionen aus der Nutzung von landwirtschaftlichen Böden in NRW GWP_{N₂O} = 265 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

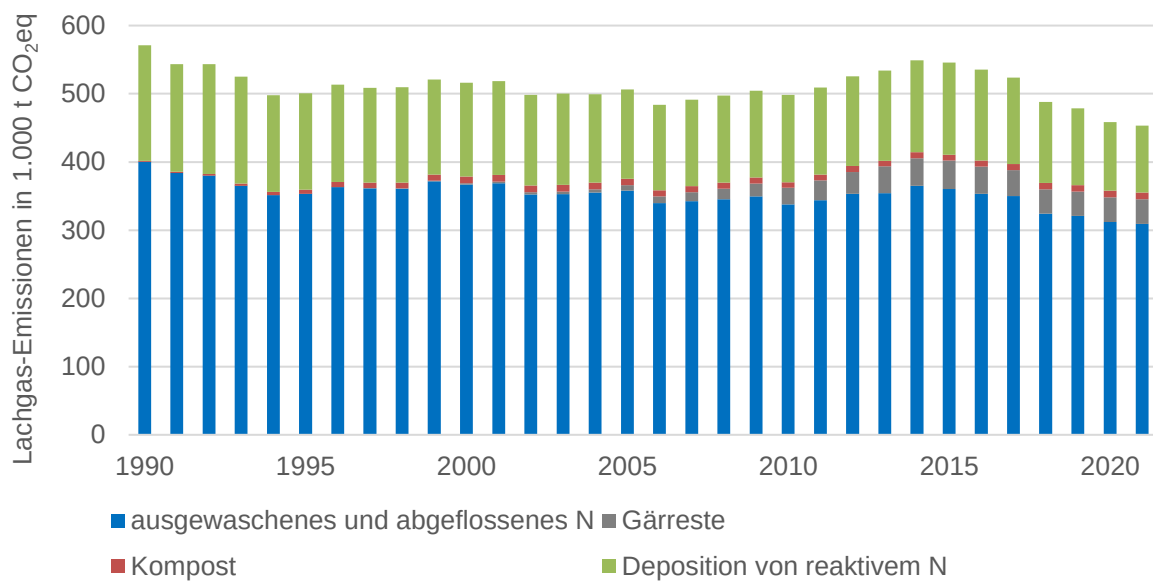


Abbildung 35: Entwicklung der indirekten Lachgasemissionen aus der Nutzung von landwirtschaftlichen Böden in NRW GWP_{N₂O} = 265 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.5.4 Emissionen aus Kalkung

Die Aktivitätsdaten sowie die Emissionsfaktoren sind in Rösemann et al., 2023 ausführlich beschrieben. Die Kalkung dient dem Ausgleich der natürlichen Versauerung des Bodens und fördert das Pflanzenwachstum. Regelmäßige und bedarfsgerechte Kalkgaben sind wesentliche Voraussetzung für stabile Pflanzenerträge. Kalkungsmaßnahmen sind stets verbunden mit der Freisetzung von CO₂ und somit relevant im Rahmen der Treibhausgasberichterstattung. Diesbezüglich werden alle kohlenstoffhaltigen Kalkdüngerarten einschließlich Calciumcarbonat (Ca(CO₃)), Dolomit (CaMg(CO₃)₂) und Kalkammonsalpeter (KAS) erfasst. Branntkalk und Hüttenkalk enthalten keinen Kohlenstoff und werden daher nicht berücksichtigt. Aufgrund der Berichtspflichten nach IPCC umfassen die CO₂-Emissionen aus der Kalkung auch die Emissionen aus der Kalkung im Forst. Wegen der hohen Unsicherheit der Datenlage stellen die nachfolgenden Daten die Abschätzung der maximalen Emission dar.

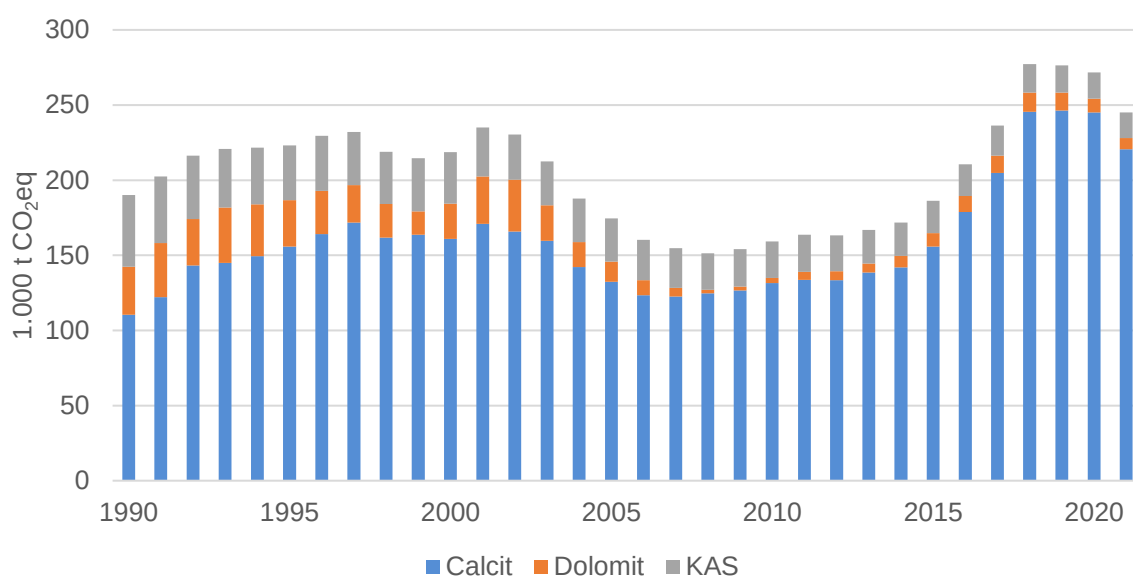
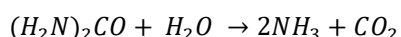


Abbildung 36: Entwicklung der CO₂-Emissionen aus der Kalkung in NRW (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.5.5 Emissionen aus Harnstoffanwendungen

Die Aktivitätsdaten sowie der Emissionsfaktoren sind in Rösemann et al., 2023 ausführlich beschrieben. Bei der Ausbringung von Harnstoff und Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) oder anderen harnstoffhaltigen Düngemitteln entstehen durch die Reaktion mit Wasser in Anwesenheit von Urease CO₂-Emissionen:

Formel 6: Hydrolyse von Harnstoff



Es bestehen erhebliche Unsicherheiten bei der Abschätzung der Menge der CO₂-Emissionen, die darauf zurückgehen, dass nicht das gesamte C in CO₂ umgewandelt wird und dadurch die tatsächliche Menge nicht belastbar quantifiziert werden kann. Die dazu veröffentlichten Daten entsprechen insofern den maximal möglichen Emissionen für die Anwendung von Harnstoff und Ammoniumnitrat-Harnstoff-

Lösung (AHL). Der Rückgang eben dieser Emissionen im Jahr 2020 und 2021 (Abbildung 37) ist vor allem auf die strengeren Vorschriften der DüV 2020 zurückzuführen, die zu einer Verringerung im deutschen wie auch im nordrheinwestfälischen Einsatz von harnstoffhaltigen Düngemitteln führte.

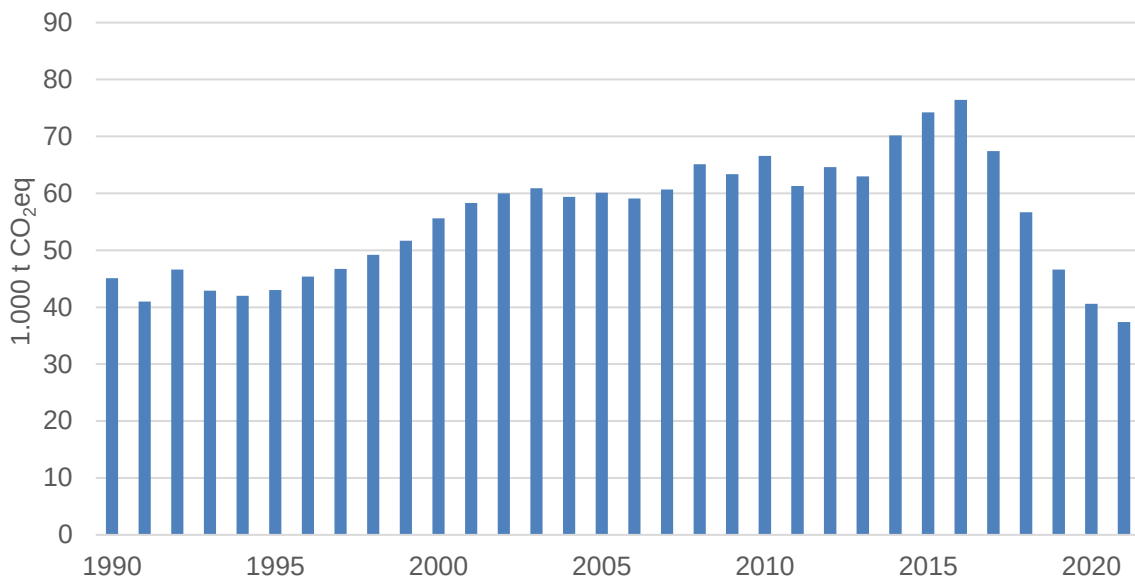


Abbildung 37: CO₂-Emissionen aus der Anwendung von harnstoffhaltigen Düngemitteln in NRW, in 1.000 t CO₂ pro Jahr (verändert nach Rösemann et al., 2023)

3.5.6 Emissionen aus Vergärung von Energiepflanzen

Aufgrund des Mangels an veröffentlichten Aktivitätsdaten zur Nutzung von Energiepflanzen sowie zu deren Qualität ist es schwierig, die Ergebnisse der Emissionen aus der Vergärung dieser Pflanzen präzise zu interpretieren. Ohne detaillierte Daten über die Art und Menge der eingesetzten Energiepflanzen können keine fundierten Aussagen über mögliche Emissionsminderungen getroffen werden. Dies erschwert die Identifizierung von Potenzialen zur Reduzierung der Emissionen in diesem Bereich erheblich.

3.5.7 Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Land- und Forstwirtschaft

Nach der Sektorabgrenzung des Bundes-Klimaschutzgesetzes werden auch die energiebedingten Emissionen dem Landwirtschaftssektor zugeordnet. Die Emissionen werden in zwei Subkategorien aufgeteilt:

1.A.4.c. i Stationäre Feuerungsanlagen der Landwirtschaft (z.B. Heizungsanlagen von Gebäuden, Gewächshäusern und Ställen sowie Biogasanlagen):

Die Emissionswerte für stationäre Feuerungen entstammen den Emissionserklärungen der Elften Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über Emissionserklärungen - 11. BImSchV. Diese werden in einem Rhythmus von vier Jahren erhoben. Hier wurden die Obergruppen 2 „Steine und Erden, Glas, Keramik, Baustoffe“ und 7 „Nahrungs-, Genuss- und Futtermittel, landwirtschaftliche Erzeugnisse“ gemäß Anlage 1 der Vierten Verordnung zur Durchführung des

Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV zugrunde gelegt. Anlagen innerhalb dieser Obergruppen, die offensichtlich nicht einer land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, wurden ausgeschlossen. Soweit seitens der Betreiber keine Treibhausgas-Emissionen berichtet wurden, wurden diese anhand der in der Betrieblichen Umweltdaten Bericht Erstattung (BUBE) vorliegenden Emissionsfaktoren nachträglich abgeschätzt. Für das aktuelle Berichtsjahr 2020 liegen folgende Emissionswerte für stationäre Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft vor (Tabelle 15).

Tabelle 14: Emissionswerte für stationäre Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft in NRW 2020
GWPC_{H4} = 28, GWPN₂O = 265 (LANUV 2024, angefragt am 17.05.2024)

	Methan	Kohlenstoffdioxid	Lachgas
	In 1.000 t CO ₂ eq pro Jahr		
Landwirtschaft	13,4	905,7	6,2

1.A.4.c. ii Mobile Quelle der Land- und Forstwirtschaft (z.B. Traktoren, Mähdrescher und Harvester und Motorsägen):

Die Emissionswerte für mobile Feuerungen stammen aus dem Emissionskataster Offroad des LANUV. Bilanziert wurden mobile Maschinen mit Verbrennungsmotoren aus den Bereichen Land- und Forstwirtschaft, die nicht zur Beförderung von Personen und Gütern auf der Straße bestimmt sind. Aktuelles Berichtsjahr ist das Jahr 2019.

Im Bereich Landwirtschaft werden hauptsächlich dieselbetriebene Zugmaschinen (Ackerschlepper und Geräteträger), Mähdrescher und Rad- und Teleskoplader eingesetzt. Für den Bestand an landwirtschaftlichen Zugmaschinen liegen sowohl für Deutschland gesamt als auch für NRW regelmäßig veröffentlichte Daten des Kraftfahrtbundesamtes vor. Außerdem können Daten zur landwirtschaftlich genutzten Fläche in NRW herangezogen werden.

In den Bereich der Forstwirtschaft fallen beispielsweise die Aufgaben der klassischen Holzwirtschaft, der Aufforstung und Pflege des Waldes und die Instandhaltung von Wegen. Eingesetzt werden überwiegend handgehaltene Motor- und Kettensägen, große Forstmaschinen zur Holzernte und Schlepper für diverse Arbeiten. Für diesen Bereich liegen leider keine Daten zum Bestand der Maschinen und Geräte auf Bundesebene oder Landesebene vor. Für den Bestand an Maschinen wurde auf Abschätzungen des Kuratoriums für Waldarbeit und Forsttechnik zurückgegriffen und auf diverse Verkaufszahlen, die fortgeschrieben wurden. Als Maß für den Anteil NRWs am Kraftstoffverbrauch Deutschlands wird die Waldfläche verwendet.

Für das Berichtsjahr 2019 liegen im Emissionskataster Offroad folgende Emissionswerte für mobile Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft vor (Tabelle 15).

Tabelle 15: Emissionswerte für mobile Feuerungen in Land- und Forstwirtschaft in NRW 2019
 GWPC_{CH₄} = 28, GWPN₂O = 265 (LANUV 2024, angefragt am 17.05.2024)

	Methan	Kohlenstoff- dioxid	Kohlenstoff- dioxid fossil	Lachgas
	In 1.000 t CO ₂ eq pro Jahr			
Landwirtschaft	0,2	299,8	281,6	3,4

Es bestehen große Unsicherheiten der Datengrundlagen in Bezug auf die Energiearten, Energiemengen und Aufteilung in die Subkategorien. Die Nutzung von Brennholz unterliegt weiteren Unsicherheiten in Bezug auf die Nutzung zur Wärmebereitstellung. Auf Grund der unterschiedlichen Zeiträume und fehlenden zusammenhängenden Emissionsdaten für den Zeitraum 1990 – 2021 ist derzeit keine gemeinsame Darstellung der Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in NRW möglich.

Ohne verlässliche und detaillierte statistische Informationen ist es nahezu unmöglich, präzise und fundierte Strategien zur Emissionsreduktion zu formulieren. Dies betrifft nicht nur die Identifizierung spezifischer Emissionsquellen, sondern auch die Bewertung potenzieller Maßnahmen hinsichtlich ihrer Effektivität. Aus diesem Grund können derzeit keine wirksamen Minderungsmaßnahmen empfohlen werden, da das Fehlen belastbarer Daten jede fundierte Entscheidungsfindung erheblich erschwert.

3.6 Fazit Nationaler Inventarbericht

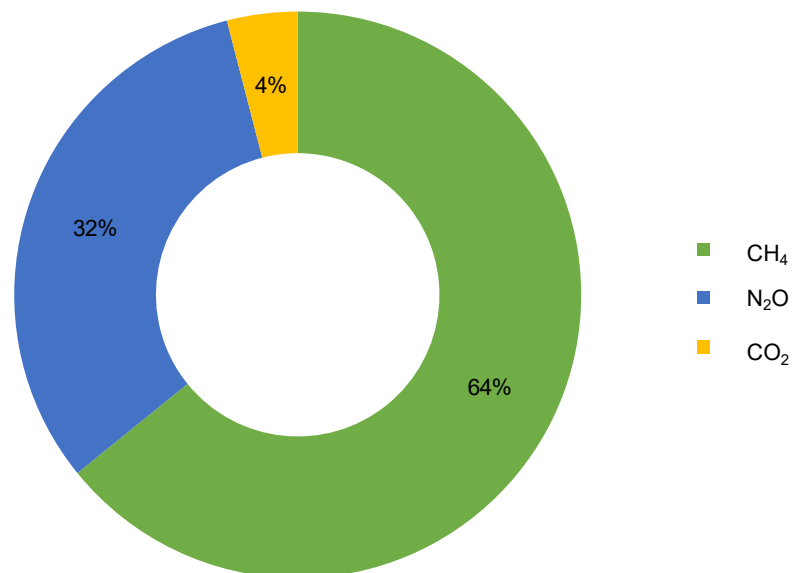


Abbildung 38: Zusammensetzung der Hauptemissionen für die Quellgruppe 3 Landwirtschaft,
 GWPC_{CH₄} = 28, GWPN₂O = 265 (verändert nach Rösemann et al., 2023)

Die anteilige Zusammensetzung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft ist seit 1990 mehr oder weniger gleichbleibend. Der Großteil der THG-Emissionen in NRW stammen aus den CH₄-Emis-

sionen. Diese setzen sich aus den Emissionen der enterischen Fermentation und der Wirtschaftsdüngerlagerung zusammen. Die zweite große Emissionsquelle sind die N₂O-Emissionen, die sich aus den Emissionen der Düngewirtschaft und aus landwirtschaftlichen Böden zusammensetzt. Die Veränderung der Stickstoffeffizienz in der Tierhaltung und der Bewirtschaftung der Böden hat zu einer Verringerung der absoluten THG-Emissionen in NRW geführt.

Die Aussagekraft von Studienergebnisse müssen hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Methodik und der genutzten Global Warming Potential geprüft werden. Im Zuge der Erstellung des fünften Assessment Report (AR5) des IPCC (2014) wurde - im Gegensatz zum vierten Assessment Report (AR4) - das Global Warming Potential (GWP) von Methan und Lachgas angepasst. Durch die neuen Einschätzungen zu den Wirkungen der Treibhausgase über einen Zeitraum von 100 Jahren verändert sich maßgeblich die Bewertung der THG-Emissionen der Landwirtschaft in NRW. Die Methanemissionen sind durch diese Veränderung in NRW um 11 % bzw. absolut 482.000 t pro Jahr gestiegen (vgl. Assessment Report 4 mit GWP(CH₄) = 25 zu Assessment Report 5 mit GWP(CH₄) = 28). Dieser Anstieg ist allein durch die Methodenänderung nach IPCC begründet und ist nicht auf eine Änderung der Aktivitätsdaten zurück zu führen. Die N₂O-Emissionen sind durch die Neubewertung durch das IPCC um 12 % gesunken. In der Summe sind die Emissionen im Sektor Landwirtschaft in NRW durch die Neubewertung von Methan und Lachgas um 3 % gestiegen (Tabelle 16).

Tabelle 16: Veränderung der Emissionen in NRW 2021 nach AR 4 (IPCC 2007) und AR 5 (IPCC 2014)

	AR4	AR5	Veränderung
CH ₄ -Emissionen in 1.000 t CO ₂ eq pro Jahr	4.022	4.505	11%
N ₂ O-Emissionen in 1.000 t CO ₂ eq pro Jahr	2.511	2.233	-12%
CO ₂ -Emissionen in 1.000 t CO ₂ eq pro Jahr	283	283	0%
Summe	6.816	7.021	3%

Der sechste Assessment Report (AR6) des IPCC (2021) sieht eine weitere Neubewertung des GWP für Methan und Lachgas vor. Hier sticht vor allen Dingen eine Erhöhung des GWP von Lachgas heraus (Tabelle 17).

Tabelle 17: Veränderung der GWP nach AR 4 (IPCC 2007), AR 5 (IPCC 2014) und AR 6 (IPCC 2021)

	AR4	AR5	AR6
GWP CH ₄	25	28	27,9
GWP N ₂ O	298	265	273
GWP CO ₂	1	1	1

Bis 2020 wurde die nationale Berichterstattung auf Grundlage der Vertragsstaatenkonferenz in Dohar/Katar 2012 mit den GWP des vierten Sachstandsberichts des IPCC (IPCC 2007) - AR4 durchgeführt. Mit dem Paris-Abkommen von 2015 erfolgte ab dem Jahr 2021 die Berichterstattung auf Grundlage des 5. Sachstandsberichts des IPCC (IPCC 2014).

Die neueren Veröffentlichungen des sechsten Sachstandsberichts des IPCC (IPCC 2021) fließen in die ersten einzelbetrieblichen Bilanzen und Studien ein. Für die Bilanzierungen in dieser Studie sind die GWP aus dem AR5 zugrunde gelegt.

Es ist wichtig zu beachten, dass mit jeder Änderung der Faktoren die Berechnung der Gesamtemissionen sowie die Bewertung von Minderungsmaßnahmen beeinflusst wird.

3.7 LULUCF

In dieser Studie wird neben der Quellgruppe Landwirtschaft auch der LULUCF-Sektor betrachtet. Hier geht es um Treibhausgasemissionen, die infolge von Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (**L**and **U**se, **L**and-**U**se **C**hange and **F**orestry) entstehen. Die Kohlenstoffspeicher im LULUCF-Sektor können sowohl Quelle als auch Senke von Treibhausgasemissionen sein.

In Abbildung 39 sind die Emissionen für den LULUCF-Sektor dargestellt. Die Kategorien Ackerland und Feuchtgebiete fungierten 2021 als Quelle von Emissionen. Die Kategorien Wald, Grünland und Siedlung traten dagegen 2021 als Senke auf. Im Jahr 2021 betrugen die Nettoemissionen infolge Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft -3,069 Mio. t CO₂-eq. Der Sektor LULUCF fungierte daher insgesamt als Kohlenstoffsенке. Der Großteil der Speicherleistung entfällt mit 3,5 Mio. t CO₂eq auf die Landnutzungskategorie Wald. Der Vollständigkeit halber sei darauf hingewiesen, dass für die einzelnen Bundesländer keine Emissionsdaten im Zusammenhang mit Holzprodukten, Fischteichen und der Ausbringung von Torf vorliegen.

Der Umfang der Senkenfunktion variiert mit den Jahren. Der Verlauf der Kurve folgt im Wesentlichen der Kurve der Nettoemission bzw. -speicherung des Waldes. Die hohen Schwankungen sind überwiegend durch Schwankungen der Holznachfrage und durch besondere Witterungsereignisse wie Sturm und anhaltende Trockenheit begründet. Mit Ausnahme von 2002 fungierte der Sektor LULUCF in NRW stets als Senke.

Die Landnutzung wird in insgesamt 21 Subkategorien unterteilt. Für die aktuelle Berichterstattung sind zusätzliche Landnutzungskategorien eingeführt worden:

- Hecken (unter der Landnutzungskategorie Grünland)
- Natürliche Gewässer (unter der Landnutzungskategorie Feuchtgebiete)
- Stehende künstliche Gewässer (unter der Landnutzungskategorie Feuchtgebiete)
- Fließende künstliche Gewässer (unter der Landnutzungskategorie Feuchtgebiete)
- Straßen (unter der Landnutzungskategorie Siedlungen)

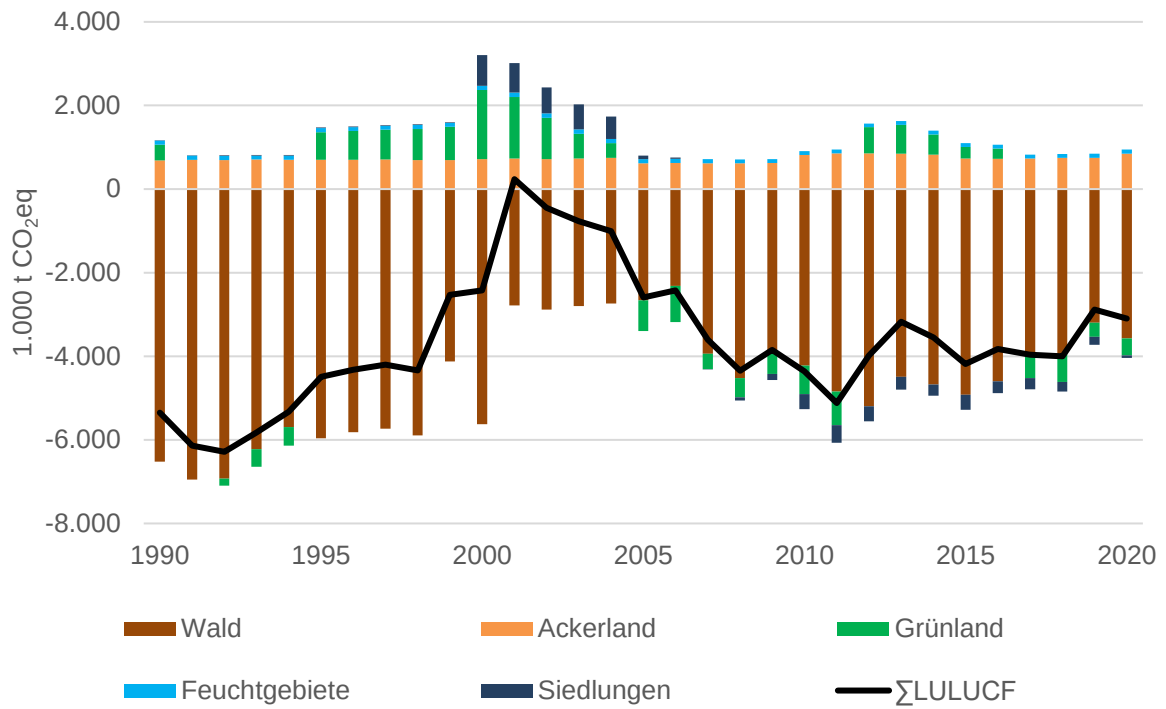


Abbildung 39: Entwicklung der THG-Emissionen für den Sektor LULUCF in NRW GWPCH₄ = 28, GWPN₂O = 265 (verändert nach NIR, 2023)

Tabelle 18: Definition der Landnutzungskategorien und -Subkategorien (IPCC 2006)

IPCC-Kategorie	Landnutzungs-kategorie	Beschreibung
4.A Wald	Wald	Laub-, Nadel- und Mischwaldflächen
4.B Ackerland	Ackerland _{annuell}	Flächen zum Anbau von Feldfrüchten und Gemüse
	Hopfenanbauflächen	Mit speziellen Vorrichtungen ausgestattete Agrarfläche für den Anbau von Hopfen
	Weinanbauflächen	Weingärten sind mit speziellen Vorrichtungen ausgestattete Agrarflächen, auf denen Weinstöcke angepflanzt sind
	Obstanbauflächen	Obstplantagen sind Flächen, die vorwiegend dem Intensivobstanbau dienen und mit Obstbäumen und Obststräuchern bestanden sind. Im Unterschied zu Streuobst handelt es sich hierbei um gleichmäßige und dichte angelegte Monokulturen, hauptsächlich des Erwerbobstbaus
	Baumschulen	Baumschulen sind Flächen, auf denen Holzgewächse aus Samen, Ablegern oder Stecklingen unter mehrmaligem Umpflanzen (Verschulen) gezogen werden
	Weihnachtsbaumkulturen	Als Weihnachtsbaumkultur bezeichnet man eine landwirtschaftliche Fläche, die vorrangig mit Weihnachtsbäumen bepflanzt ist
	Kurzumtriebsplantagen	Kurzumtriebsplantagen sind Flächen, auf denen Baumarten mit dem Ziel baldiger Holzentnahme angepflanzt werden und deren Bestände eine Umtriebszeit von nicht länger als 20 Jahren haben.
4.C Grünland	Grünland i.e.S.	Grünland im engeren Sinn (Wiesen, Weiden, Mähweiden, Nassgrünland, Hutungen...)
	Gehölze	Flächen, die mit einzelnen Bäumen, Baumgruppen, Büschen und Sträuchern bestockt sind und nicht unter die Wald- und Grünland-i.e.S.-Definition fallen
	Hecken	Flächen, die mit einzelnen Bäumen, Baumgruppen, Büschen, Hecken und Sträuchern bestockt sind und nicht unter die Wald- und Grünland-i.e.S.-Definition fallen
4.D Feuchtgebiete	Terrestrische Feuchtgebiete	Terrestrische Feuchtgebiete, die nicht unter eine der anderen Landnutzungskategorien fallen (z.B. naturnahe Moore)
	Natürliche Gewässer	Natürliche Wasserflächen und Wasserläufe
	Stehende künstliche Binnengewässer	Stauseen, Wasserreservoirs, Baggerseen, Tagebauseen, Teiche, Speicher, künstliche Süßwasserbecken aller Art (Ausnahme: Abwasserbehandlungsanlagen)
	Fließende künstliche Binnengewässer	Entwässerungsgräben der Wasserwirtschaft (Ausnahme: Entwässerungsgräben auf organischen Böden)
	Kanäle, Hafenbecken	Hafenbecken an Binnengewässern, Kanäle
	Küstenfeuchtgebiete	Lahnungen, Salzmarschen und Seegraswiesen
	Torfabbau	Flächen auf organischen Böden zur Torfgewinnung
4.E Siedlungen	Siedlungen	Bebaute und nicht bebaute Flächen, die durch die Ansiedlung von Menschen geprägt werden zu Wohn-, Produktions-, Gewerbe- und Verkehrszwecken (keine vollversiegelten Verkehrswege) sowie innerstädtische Grünflächen und Flächen zur Freizeitgestaltung und Erholung
	Straßen	Vollständig versiegelte Flächen für den inner- und außerstädtischen Verkehr
4.F Sonstiges Land	Sonstiges Land	Vegetationslose, nicht bewirtschaftete Flächen

3.7.1 Organische Böden und Feuchtgebiete in NRW

Organische Böden stellen keine eigene Landnutzungskategorie des LULUCF-Sektors dar, sondern werden, je nach Nutzung, den entsprechenden offiziellen Kategorien zugeordnet (z.B. Ackerland oder terrestrische Feuchtgebiete; s. Kap. 3.5.3). Organische Böden verdienen besondere Aufmerksamkeit, da sie besonders große Mengen an Kohlenstoff pro Flächeneinheit speichern können. Moore werden - nachdem Sie in den vergangenen Jahrhunderten überwiegend trockengelegt wurden - häufig landwirtschaftlich genutzt und die Art der Bewirtschaftung hat durchaus einen Einfluss auf die Funktion als Senke bzw. Quelle von Kohlenstoff. Dieser Umstand ist auch ein wesentlicher Grund für die gegenwärtigen Diskussionen zum Schutz bzw. zur Wiedervernässung von Moorstandorten.

3.7.1.1 Begriffsbestimmung und Definition von Böden mit hohen Humusgehalten: Moore, Anmoore und organische Böden

Der Begriff Moor wird je nach verwendeter Bodensystematik unterschiedlich definiert. Im Kontext der Treibhausgasberichterstattung und für die Ausweisung von Moor- und Anmoorkulissen sind insbesondere die Definitionen nach IPCC (2006) sowie nach der in Deutschland verbreiteten Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005) relevant. In der Treibhausgasberichterstattung für den LULUCF-Sektor wird die Kulisse der organischen Böden („organic soils“) nach der IPCC-Definition (2006) abgegrenzt, während für die Darstellung von Moor- und Anmoorkulissen, z.B. im Rahmen der GAP in Deutschland, meist die Definition nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005) verwendet wird. Nach IPCC (2006) werden „Organic soils“ anhand ihres Gehalts an organischem Kohlenstoff (C_{org}), ihres Wasserhaushalts und ihrer Mächtigkeit definiert. „Organic soils“ erfüllen entweder die folgenden Bedingungen 1 und 2 oder die Bedingungen 1 und 3:

1. Horizontmächtigkeit ≥ 10 cm. Bei einer Horizontmächtigkeit von ≤ 2 dm muss ≥ 12 % C_{org} (entsprechend ca. 20 % Humus) in der Mischprobe von 0-2 dm sein
2. Böden, die lediglich über wenige Tage pro Jahr wassergesättigt sind, müssen > 20 % C_{org} (d.h. ca. 35 % Humus) enthalten.
3. Böden mit längeren Phasen der Wassersättigung und folgenden C_{org} -Gehalten:
 - a) 12 % C_{org} (d.h. ca. 20 % Humus), wenn kein Ton enthalten ist
 - b) 18 % C_{org} (d.h. ca. 30 % Humus) bei Tongehalten > 60 %
 - c) Einen proportionalen Anteil von 12 – 18 % C_{org} (d.h. 20 – 30 % Humus) für Tongehalte von 1 – 60 %

Nach der deutschen Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005) werden Bodenhorizonte mit mehr als 30 % organischer Bodensubstanz (Humus) als Organische Horizonte oder Torfe bezeichnet. Die sogenannten Anmoorigen Horizonte enthalten mindestens 15 % und maximal 30 % organische Bodensubstanz (Humus). Die definierten Abgrenzungen nach IPCC und der Bodenkundlichen Kartieranleitung sind in Abbildung 40 vergleichend dargestellt.

Böden mit Organischen Horizonten (Humusgehalt mindestens 30 %) mit einer Mächtigkeit von insgesamt ≥ 3 dm werden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung als Moore bezeichnet. Bei einer geringeren Mächtigkeit (1 – 3 dm) oder bei geringeren Humusgehalten der Horizonte (15 – 30 %) handelt es sich

um Anmoore bzw. Anmoorige Standorte. Im allgemeinen Sprachgebrauch wird häufig von organischen Böden bzw. organischen Standorten gesprochen. Damit sind in der Regel - und so auch im weiteren Verlauf dieser Studie - Moore bzw. Anmoore im Sinne der Bodenkundlichen Kartieranleitung gemeint.

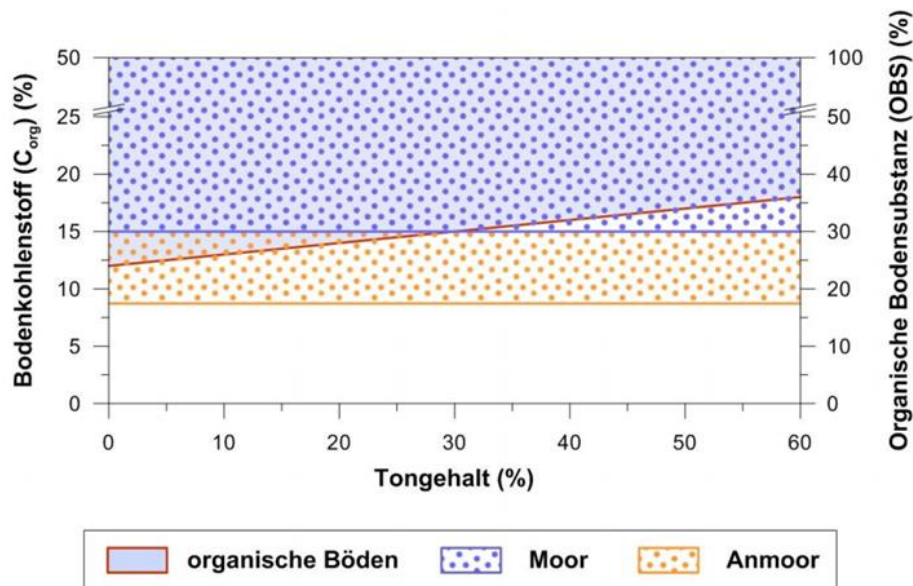


Abbildung 40: Definition von Moor- und Anmoorhorizonten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (2005). Die rote Linie markiert die Grenze zwischen „Organic soils“ und Mineralböden laut IPCC (verändert nach Tiemeyer et al., 2013)

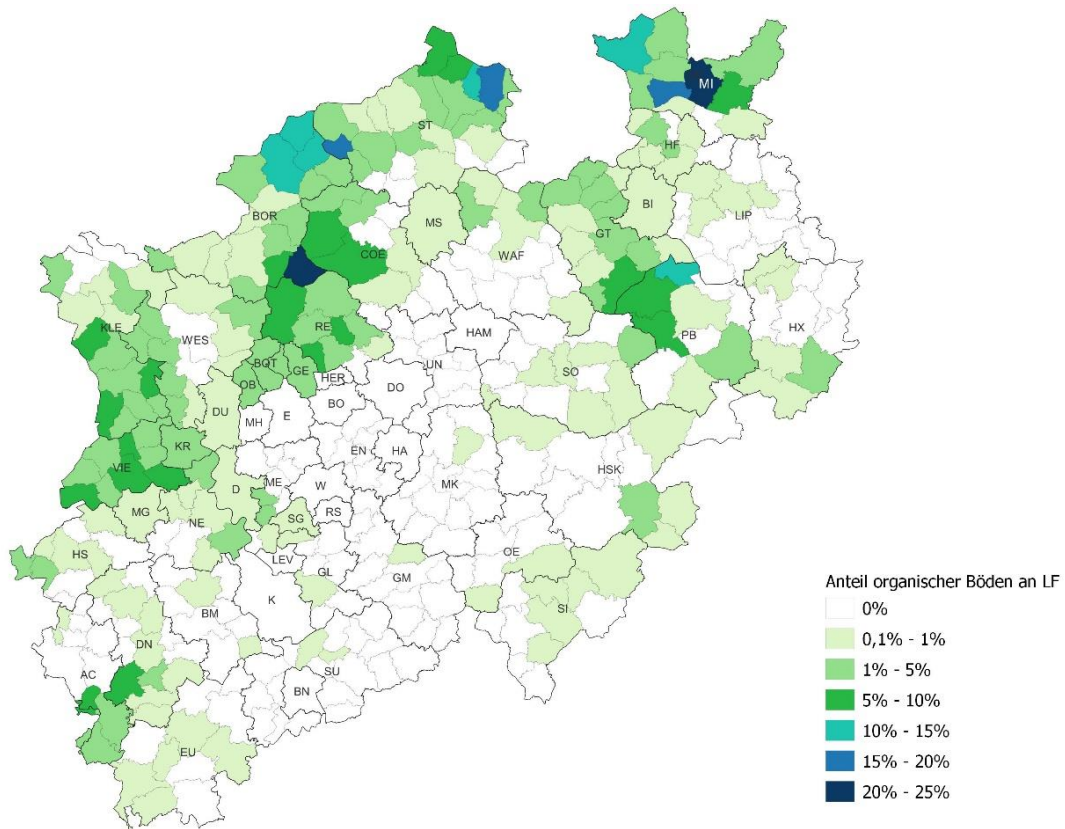
3.7.1.2 Landesmoorkulisse NRW

Die Landesmoorkulisse nach GLÖZ 2 umfasst, laut Definition im vorangegangenen Kapitel, sowohl Moore als auch anmoorige Standorte. Die GLÖZ-Standards beschreiben Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand von Flächen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik. Im Zusammenhang mit diesen GLÖZ-Standards sind Feuchtgebiete und Moore als Gebietskulisse durch die Länder ausgewiesen worden. Angesichts der in Nordrhein-Westfalen verfügbaren Bodenkarten und den darin enthaltenen Angaben zum Humusgehalt eines Bodens entspricht das Vorgehen zur Erstellung der Landesmoorkulisse der besten Möglichkeit, Böden mit hohem Kohlenstoffgehalten zu identifizieren. Gleichsam ist darauf hinzuweisen, dass die Informationen aus der Bodenkarte von NRW maßstabsbedingt (Maßstab 1:50.000) topographische und inhaltliche Ungenauigkeiten aufweisen können.

Insgesamt umfasst die Landesmoorkulisse – über alle Flächennutzungen - ca. 50.000 ha mit Schwerpunkten in den Regierungsbezirken Detmold, Münster und Düsseldorf. Auf Kreisebene finden sich Schwerpunkte in Borken, Steinfurt und Minden-Lübbecke (Abbildung 41). In der Landesmoorkulisse liegen ca. 25.000 ha landwirtschaftlich genutzte Flächen. Auch hier besteht eine räumliche Konzentration der Flächenausweisungen in den oben genannten Regierungsbezirken bzw. Kreisen. Aus Tabelle 19 geht hervor, dass ungefähr die Hälfte der Fläche der Landesmoorkulisse als Dauergrünland genutzt wird; etwa 10.000 Hektar (ca. 43 %) werden ackerbaulich genutzt. Es fällt auf, dass im Regierungsbezirk Münster > 50 % der Flächen der Landesmoorkulisse als Acker genutzt werden. Weiterhin zeigt sich, dass ein Drittel der Landesmoorkulisse NRW in Naturschutzgebieten liegt.

Tabelle 19: Darstellung der Flächenumfänge landwirtschaftlich genutzter Fläche in der Landesmoorkulisse nach Nutzungsart in den Regierungsbezirken und für NRW in Hektar

Regierungsbezirk/ Nutzungsart	Dauer- grünland	Acker- land	Restliche Flächen	Gesamt	In Naturschutz- gebieten
Münster	5.153	6.311	248	11.712	3.847
Detmold	4.114	3.976	369	8.460	3.035
Düsseldorf	2.994	1.165	111	4.270	1.233
Köln	759	154	61	973	359
Arnsberg	361	63	55	479	302
NRW gesamt	13.381	11.670	843	25.894	8.775

**Abbildung 41: Anteil organischer Böden nach GLÖZ 2 an der landwirtschaftlichen Fläche auf Gemeindeebene**

3.7.1.3 Wiedervernässung von Mooren als Klimaschutzmaßnahme

Der Großteil der Moore in Deutschland wurde in den vergangenen Jahrhunderten trockengelegt. Bei Kontakt mit Sauerstoff wird Torf unter großen Mengen von CO₂ Emissionen abgebaut. Die THG-Emissionen aus organischen Böden werden im Rahmen der nationalen Klimaschutzberichterstattung im LULUCF-Sektor erfasst und für das Jahr 2020 mit knapp 53 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten beziffert (NRW: ca. 1 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalente). Das entspricht ca. 7,5% Prozent der deutschen Treibhausgasemissionen (UBA, 2020) bzw. ca. 0,5% der Treibhausgasemissionen von NRW (eigene Auswertungen nach Daten des Thünen-Instituts für NRW für das Jahr 2020).

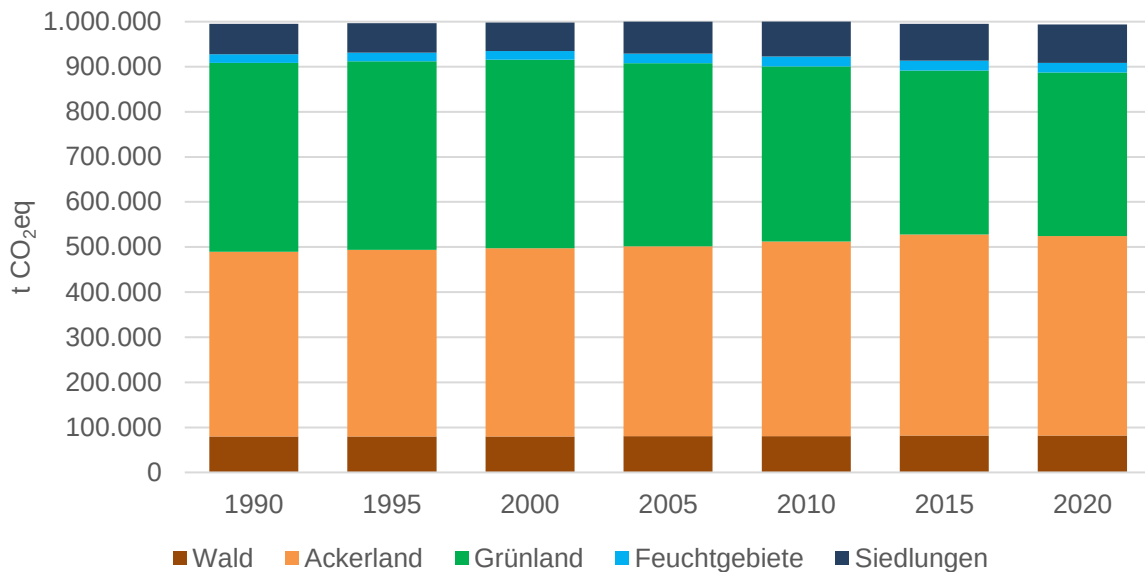


Abbildung 42: THG-Emissionen aus den unterschiedlichen LULUCF-Landnutzungskategorien auf organischen Böden in NRW (Quelle: Auswertung durch LWK NRW mit Daten des Thünen-Instituts)

Zur Erreichung der deutschen Klimaziele und der Verpflichtung bis 2045 Treibhausgasneutralität zu erlangen, werden hohe Erwartungen an die Wiedervernässung organischer Böden gestellt. Ziel einer Wiedervernässung ist es, den Torf im Moor zu erhalten um die Emissionen von Treibhausgasen, die durch die Entwässerung entstehen, zu verhindern. Für eine torferhaltende Wiedervernässung müssen die Wasserstände ganzjährig nahe der Geländeoberfläche liegen (sog. „nasse Moorböden“; Couwenberg et al., 2008). Eine Moorrenaturierung mit einer Ausbreitung der typischen und für den Renaturierungserfolg wichtigen Pflanzenarten benötigt mehrere Jahrzehnte. Bis abgetorfte Moore wieder ihre ursprüngliche Torfschicht-Mächtigkeit regeneriert haben, können hunderte bis tausende Jahre vergehen (Koppisch, 2001). Die Entstehung von Torf geht nur sehr langsam voran. Als Durchschnittswert für die Torfablagerung ist ein Mittelwert von 1 mm pro Jahr anzusetzen. Daher ist zu beachten, dass es bei den Wiedervernässungsmaßnahmen in erster Linie darum geht, die weitere Torfzehrung zu verringern, den bestehenden Torf zu erhalten und die Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Die Zeitspanne, die benötigt wird, um neuen Torf aufzubauen und zusätzliches CO₂ im Boden zu speichern, überschreitet den Zeithorizont der aktuellen Klimazielsetzungen sehr deutlich.

Zu Beginn jeder Moorrestaurierung müssen die Ziele in Abhängigkeit von den Ausgangsbedingungen und den Restaurierungspotenzialen des Moores abgesteckt werden. Alle Maßnahmen müssen moorspezifisch, in Abhängigkeit von Klima, Wasserverfügbarkeit und Topographie, gewählt werden. Eine Wiedervernässung muss als Gesamtkonzept für eine hydrologische Einheit (Polder oder Einzugsgebiete) erfolgen und kann nicht parzellenscharf durchgeführt werden (Parish et al., 2008). Es können erhebliche Auswirkungen auf angrenzende Flächen von Wiedervernässungsmaßnahmen entstehen. Die für den Erfolg maßgebliche oberflächennahe und ganzjährige Wiedervernässung erfordert möglichst kontinuierlich verfügbare Wasserressourcen. Diese stehen in der entsprechenden Qualität, d.h. möglichst nährstofffrei, und in der entsprechenden Menge vielfach nicht ohne Weiteres zur Verfügung. Angesichts der in den letzten Jahrhunderten tiefgreifend veränderten hydrologischen Verhältnisse muss davon ausgegangen werden, dass für erfolgreiche Wiedervernässungen zunächst umfängliche Eingriffe, teils in Form technischer Bauwerke, z.B. zur Vorratswasserspeicherung zum Ausgleich von Trockenphasen und zur Wasserhaltung in den zu vernässenden Flächen, erforderlich werden können.

Grundsätzlich gilt: je intakter der Moorstandort ist, desto höher ist auch das Potenzial einer erfolgreichen Wiedervernässung. Zu stark anthropogen veränderte Moore lassen sich eventuell nicht mehr in den ursprünglichen Zustand überführen. Allerdings liegen gegenwärtig keine übertragbaren Erkenntnisse vor, ob und ab welchem Grad der Degradierung ein (ehemaliger) Moorboden nicht mehr erfolgreich wiedervernässt bzw. zum Moor regeneriert werden kann (Schopp-Guth und Guth, 2003).

3.7.1.4 Landwirtschaftliche Nutzung von wiedervernässten Moorstandorten

Im Kontext der aktuellen politisch-wissenschaftlichen Bemühungen zur Wiedervernässung von Mooren werden verschiedene Möglichkeiten zur Nutzung von nassen Standorten bzw. nassen Mooren diskutiert. Im Mittelpunkt stehen dabei der Anbau von sogenannten Paludikulturen sowie die Nutzung mit Tieren, die an nasse Bedingungen adaptiert sind.

Beim Anbau von Paludikulturen werden Pflanzenarten (z.B. Schilf, Rohrkolben, Torfmoose und Schwarzerle), die an hohe Wasserstände angepasst sind, kultiviert und ihre Biomasse als ökologische Dämm-, Bau-, und Torfersatzstoffe, sowie als Brennstoff verwendet. Der Anbau von Paludikulturen zielt auf den Erhalt und Aufbau des Torfkörpers ab, wodurch THG-Emissionen verhindert werden sollen. Das Grundprinzip besteht darin, dass nur der Anteil der Nettoprimärproduktion genutzt wird, der nicht zur Torfbildung notwendig ist (ca. 80-90%). Paludikulturen sind überwiegend Dauerkulturen, daher ist eine jährliche Bodenbearbeitung nicht erforderlich. Eine Düngung der wassergesättigten Böden ist nach §5 DüV nicht zulässig, dies schließt alle Paludikulturen mit ein.

Beim Anbau von Paludikulturen können wasserbauliche Maßnahmen zur Be- und Entwässerung erforderlich werden, die über die Maßnahmen, die bei der Wiedervernässung der Moore ergriffen werden, hinausgehen. Die Ernte von Paludikulturen setzt an nasse Standorte angepasste Technik voraus und ist insofern mit hohen Investitionskosten verbunden. Zur sicheren Erfassung der Kosten und der Erträge des Anbaus, der Ernte und der Verwertung von Paludikulturen liegen bislang keine ausreichenden Daten vor. Mit Blick auf die Rahmenbedingungen in NRW bleibt festzuhalten, dass gegenwärtig die Voraussetzungen für einen wirtschaftlichen Anbau von Paludikulturen nicht gegeben sind. Es mangelt an Absatzmöglichkeiten sowie Verarbeitungs- und Vermarktungsinfrastruktur (Nordt et al., 2022).

Ebenso ist die Nutzung wiedervernässter Moore durch angepasste Nutztierassen herausfordernd. Zur Sicherstellung des Erfolgs von Wiedervernäsungsmaßnahmen von Mooren sollte der Wasserstand auch im Sommer idealerweise nicht tiefer als 20 cm, keinesfalls jedoch tiefer als 30 cm unter Flur absinken. Standorte, die dieses Kriterium erfüllen, sind in der Regel nur durch spezialisierte Tierarten wie Wasserbüffel, schottische Hochland- und Dexterrinder oder Exmoorponys zu nutzen. Selbst diese Nutztiere müssen in ausreichendem Umfang trockene Standorte zum Rückzug vorfinden, was jedoch einem vermehrten Auftreten von Klauen bzw. Huferkrankungen nicht vollständig vorbeugen kann (Närmann et al., 2021). Wenngleich gerade bei der Renaturierung von Hochmooren die Beweidung mit (großen) Wiederkäuern förderlich ist, ist zu beachten, dass grundsätzlich nur ein sehr geringer Tierbesatz möglich sein dürfte. Gleichzeitig entsteht Investitionsbedarf u.a. durch die Einrichtung spezieller Zaunsysteme. Die für die Haltung der o.a. Nutztierassen erforderlichen Kenntnisse sind umfangreich und machen entsprechende Weiterbildungen erforderlich.

Eine ökonomische landwirtschaftliche Nutzung von Flächen, die im Sinne eines effektiven Klimaschutzes erfolgreich wiedervernässt sind, erscheint für Nordrhein-Westfalen gegenwärtig nur begrenzt umsetzbar. Entsprechende Nutzungskonzepte können für einzelne, spezialisierte Betriebe ggf. eine Nische darstellen, jedoch sind die Voraussetzungen für eine flächenhafte Verbreitung gegenwärtig nicht gegeben. Dies gilt sowohl für den Anbau von Paludikulturen als auch für die Nutzung mit angepassten Nutztierassen.

3.7.2 Der Boden als Kohlenstoffspeicher: Aufbau und Erhalt von Humus unter Ackernutzung

Organische Böden, Moore und Anmoore weisen eine besonders hohe Kohlenstoffspeicherung pro Flächeneinheit auf. Gleichzeitig leisten auch die sogenannten mineralischen Böden (z. B. Acker, Grünland) einen wesentlichen Beitrag dazu, dass Böden weltweit den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher darstellen (Jacobs et al., 2018) und somit eine herausragende Rolle für die CO₂-Konzentration der Atmosphäre spielen.

Böden können sowohl Quelle als auch Senke von Treibhausgasen sein. Die Faktoren, die die Humusgehalte und -vorräte eines Standortes bestimmen, sind vielfältig. Die natürlichen Voraussetzungen, insbesondere die bodenkundlichen Standortfaktoren sowie Klimaparameter wie Temperatur und Niederschlag, sind von entscheidender Bedeutung. Auch die Art der Landnutzung und die Bewirtschaftung haben Einfluss. Nach den Ergebnissen der „Bodenzustandserhebung Landwirtschaft“ des Thünen-Instituts beträgt der Humusvorrat von Böden unter Ackernutzung bundesweit durchschnittlich ca. 165 t/ha (entsprechend 352 t/ha CO₂eq). Böden unter Grünland enthalten ca. 232 t/ha Humus (entsprechend 495 t/ha CO₂eq; Jacobs et al., 2018). Es wird davon ausgegangen, dass gering mit Humus versorgte Standorte ein größeres Humusaufbaupotenzial haben. Insofern ist der Ansatz unter anderem des BMEL, den Humusgehalt unter Ackernutzung gezielt fördern bzw. erhalten zu wollen, konsequent (BMEL, 2024). Allerdings deuten einschlägige Studien darauf hin, dass es zukünftig viel mehr um den Erhalt als um die Erhöhung der Humusvorräte gehen wird. Als ursächlich für den erwarteten Humusabbau gelten v.a. die klimawandelbedingten Temperatur- und Niederschlagsveränderungen. Verschiedene Studien (Wiesmeier et al., 2016; Riggers et al., 2021) prognostizieren, dass die Humusvorräte des

Bodens unter Grünland- und Ackernutzung selbst unter günstigen Bedingungen am Ende des Jahrhunderts geringer sein werden als heute. Dies zeigt sich auch in Abbildung 43. In der zugehörigen Studie führen die zu erwartenden Klimaveränderungen, selbst unter der Annahme um 20 % höherer Einträge organischen Kohlenstoffs in die Böden, zu einer prognostizierten Abnahme der Humus- bzw. Kohlenstoffvorräte.

Neben Modellierungsansätzen zur Abschätzung der Entwicklung der Humusgehalte finden auch empirische Untersuchungen statt. Gegenwärtig wird im Modell- und Demonstrationsvorhaben *HumusKlima-Netz* auf Praxisbetrieben die Wirkung von Maßnahmen zum Humuserhalt und Humusaufbau in Ackerböden untersucht. Dabei werden auch weitreichende Veränderungen der Fruchtfolgegestaltung getestet. Das Projekt wird unter federführender Leitung vom Deutschem Bauernverband und dem Bund Ökologischer Lebensmittelwirtschaft durchgeführt und vom Thünen-Institut wissenschaftlich begleitet.

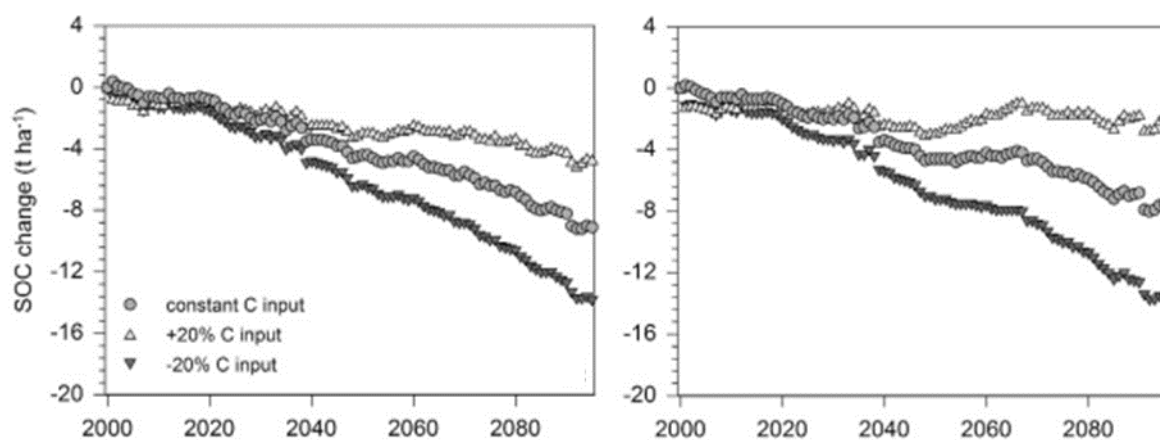


Abbildung 43: Projizierte durchschnittliche Veränderungen des Gehalts an organischem Kohlenstoff von Ackerland (links) bzw. Grünland (rechts) zwischen 2000 und 2095 unter den Bedingungen des Klimawandels und verschiedener Szenarien für den Kohlenstoffeintrag (aus: Wiesmeier et al., 2016)

3.7.3 Fazit LULUCF

Der LULUCF-Sektor wirkt insgesamt als Senke für atmosphärischen Kohlenstoff, wofür insbesondere die Speicherung von Kohlenstoff in der Landnutzungskategorie Wald verantwortlich ist. Organische Böden, die ebenfalls dem LULUCF-Sektor zugeordnet werden, stellen in Nordrhein-Westfalen hingegen eine Quelle von Treibhausgasemissionen dar. Durch Maßnahmen zum Schutz und zur Wiedervernässung solcher Standorte sollen die Emissionen reduziert und die organischen Böden im Idealfall langfristig zu Kohlenstoffsenken entwickelt werden. Im Rahmen der Etablierung nässeangepasster Bewirtschaftungsverfahren sollen Landnutzungskonflikte und Flächenkonkurrenzen mit der Landwirtschaft vermieden werden. Allerdings muss festgestellt werden, dass eine ökonomisch tragfähige landwirtschaftliche Nutzung von Flächen, die im Sinne eines effektiven Klimaschutzes wiedervernässt sind, für Nordrhein-Westfalen derzeit nur begrenzt realisierbar erscheint.

In Bezug auf den Humusaufbau und den Humuserhalt unter Ackernutzung lässt sich prognostizieren, dass etwaige Maßnahmen zwar einen gewissen Beitrag leisten könnten, jedoch in ihrer Wirkung in Bezug auf den Gesamtumfang der Treibhausgasemissionen begrenzt sein werden.

4 Treibhausgaseffizienz der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen

Das vorhergehende Kapitel bezieht sich auf den Nationalen Inventarbericht und gibt die dort berichteten Emissionen in NRW für die Quellgruppen Landwirtschaft und LULUCF an. In diesem Kapitel geht es um die Berechnung der Klimabilanzen auf landwirtschaftlichen Betrieben. Für ausgewählte pflanzliche und tierische Erzeugnisse werden im Folgenden der derzeitige Ist-Zustand und die historische Entwicklung der THG-Emissionen dargestellt. Daraus lassen sich die Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasemissionen auf den Betrieben ableiten.

Methodische Grundlage ist der Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK). Dabei werden etwaige Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion, den vorgelagerten Bereichen (z.B. die Düngerherstellung) sowie die Schätzungen zu den produzierten Mengen berücksichtigt. Für die exemplarisch ausgewählten Produkte Winterweizen, Milch und Schweinefleisch werden produktbezogene Bilanzierungen dargestellt und erläutert (KTBL, 2021).

4.1 Bilanzierung Einzelbetrieblicher Klimabilanzen (BEK)

4.1.1 Grundlagen der Treibhausgasberechnung nach BEK

Als grundlegende Methodik der Klimabilanzen in dieser Arbeit dient der Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL, 2021).

Der BEK-Standard unterscheidet generell zwischen drei Arten von Emissionen: direkte, indirekte und vorgelagerte Emissionen. Direkte Emissionen entstehen in direktem Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Tätigkeit, zum Beispiel bei der N-Düngung oder durch die enterische Fermentation der Wiederkäuer. Indirekte Emissionen sind solche, die beispielsweise durch die Ablagerung von NH_3 und der sich anschließenden teilweisen Umwandlung in Lachgasemissionen (NO_2) entstehen. Vorgelagerte Emissionen werden dagegen schon durch den Zukauf von Betriebsmitteln in den Betrieb importiert.

Um die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen zu ermitteln ist es zunächst erforderlich, die emissionsverursachenden Stoffe mengenmäßig zu erfassen. Hier werden, wie im Nationalen Inventarbericht auch, die Menge der entstehenden Emissionen berechnet, indem die betreffenden Stoffmengen (Aktivitätsdaten) mit dem jeweiligen Emissionsfaktor multipliziert werden. Die berechnete Menge entstandener Emissionen wird im Anschluss mit dem jeweiligen Umrechnungsfaktor multipliziert, um die Menge CO_2eq zu ermitteln. Die Umrechnungsfaktoren wurden bereits in Kapitel 2, Grundlagen der Bilanzierung, beschrieben. Im Berechnungsstandard findet, anders als bei der Berechnung des Nationalen Inventarberichts, bei Teilprozessen eine Berücksichtigung der bereits verlorenen Stoffmengen durch vorgelagerte Prozesse statt. Die in der Studie verwendeten Emissionsfaktoren können der Parameterdatei des BEKs entnommen werden (KTBL, 2021).

Eine gesamtbetriebliche Betrachtung im Rahmen des BEK-Standards ist grundsätzlich möglich. Empfohlen wird allerdings eine Betrachtung einzelner Betriebszweige. Hier ist auf eine genaue Abgrenzung

zu achten, sodass keine Bilanzbrüche entstehen. Des Weiteren ist es wichtig, Haupt- und Nebenprodukte voneinander zu unterscheiden und eine einzelne Bewertung vorzunehmen. Die folgende Abbildung 44 verdeutlicht beispielhaft das Vorgehen nach BEK-Standard.

Hier werden die Emissionen zunächst auf Flächen- bzw. Tierbasis berechnet. Um den produktbezogenen CO₂-Fußabdruck zu kalkulieren ist es erforderlich, die Gesamtmenge an Treibhausgasemissionen auf die produzierte Menge des jeweiligen Produktes zu beziehen. Im Produktionsverfahren Milch ist diese die Milchmenge pro Tier. Für das Beispiel Maissilage ist diese die Erntemenge Silomais pro Hektar (KTBL, 2021).

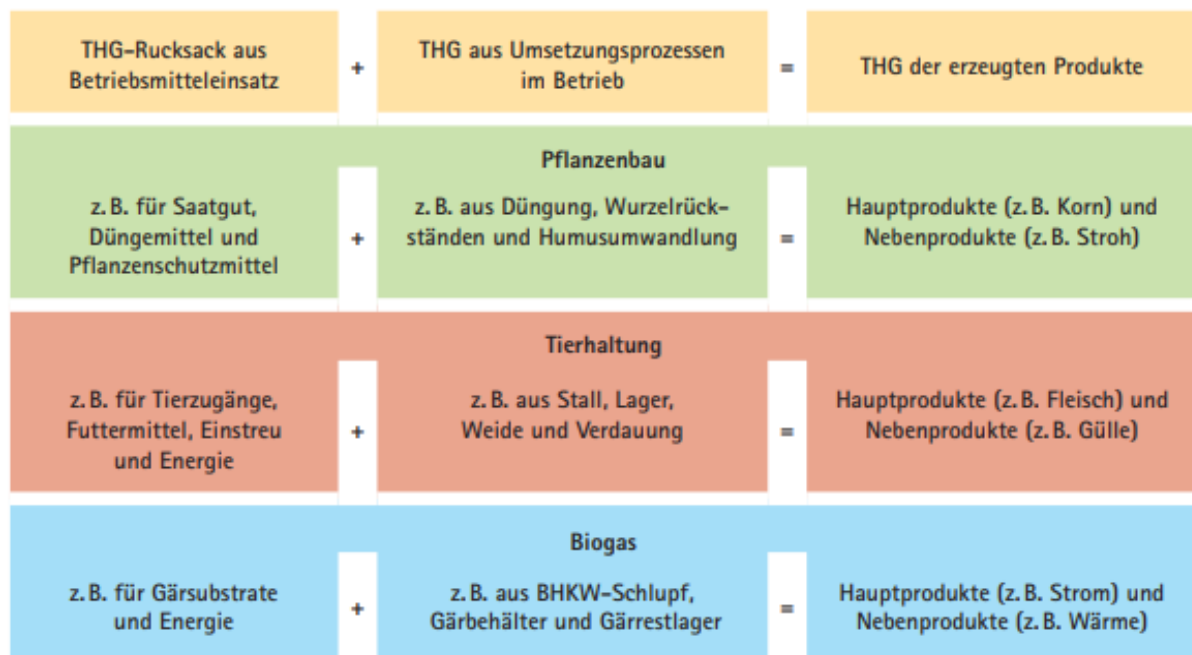


Abbildung 44: Systematik der Treibhausgasbilanzierung nach BEK (KTBL, 2021)

4.1.2 Treibhausgasquellen unterschiedlicher Betriebszweige

Je nachdem, welcher Betriebszweig betrachtet werden soll, ergeben sich unterschiedliche Treibhausgasquellen, die in die Berechnung mit einfließen. Im Wesentlichen sind zunächst die Produktionsverfahren Pflanzenbau, Tierhaltung sowie Biogas zu unterscheiden. Für die beiden erstgenannten Produktionsverfahren zeigen Tabelle 20 und Tabelle 21 die wesentlichen Treibhausgasquellen auf.

Im Ackerbau muss bei der Bilanzierung grundsätzlich zwischen Treibhausgasemissionen aus dem Feld, Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz und Gutschriften für Nebenprodukte unterschieden werden (Tabelle 20). Analog müssen bei der Tierhaltung direkte und indirekte Treibhausgasemissionen aus enterischer Fermentation und Wirtschaftsdünger sowie vorgelagerte Emissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz berücksichtigt werden (Tabelle 21).

Tabelle 20: Kategorisierung der Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau (KTBL, 2021)

I.1 Pflanzenproduktion Treibhausgasemissionen aus dem Feld		Emissions- kategorie
PF 1	N ₂ O-Emissionen aus NH ₃ -Verlusten bei der Düngung mit Wirtschaftsdüngern	Düngung
PF 2	N ₂ O-Emissionen aus NH ₃ -Verlusten bei der mineralischen Düngung	Düngung
PF 3	N ₂ O-Emissionen aus der Düngung mit Wirtschaftsdüngern	Düngung
PF 4	N ₂ O-Emissionen aus der Mineraldüngung	Düngung
PF 5	N ₂ O-Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen, Nebenprodukten	Humusabbau, Rotte
PF 6	N ₂ O-Emissionen für Wirtschaftsdünger-N aus Vorjahren	Düngung
PF 7	CO ₂ -Feldemissionen aus Kalkdüngung und Harnstoffdüngung	Düngung
PF 8	CO ₂ -Feldemissionen aus dem Humusabbau bzw. -aufbau der angebauten Fruchtart	Humusabbau, Rotte
PF 9	N ₂ O-Feldemissionen aus dem Humusabbau der angebauten Fruchtart	Humusabbau, Rotte
PF 10	CO ₂ -Feldemissionen bei Grünland bzw. Ackerlandumwandlung	Humusabbau, Rotte
PF 11	N ₂ O-Feldemissionen bei Grünlandumwandlung in Ackerland	Humusabbau, Rotte
PF 12	CO ₂ aus Humusabbau bei Moornutzung	Humusabbau, Rotte
I.2: Pflanzenproduktion – Treibhausgasemissionen aus Betriebsmitteleinsatz		
PB 1	CO ₂ eq aus Mineraldüngereinsatz	Düngung
PB 2	CO ₂ eq aus Wirtschaftsdüngereinsatz	Düngung
PB 3	CO ₂ eq aus Nährstofflieferung der Vorfrucht und Beweidung	Düngung
PB 4	CO ₂ eq aus Saatguteinsatz	Saatgut, PSM
PB 5	CO ₂ eq aus Pflanzenschutzmitteleinsatz	Saatgut, PSM
PB 6	CO ₂ eq aus Energieverbrauch	Energie, Maschinen
PB 7	CO ₂ eq aus Maschinenherstellung	Energie, Maschinen
I.3: Treibhausgasgutschriften für Nebenernteprodukte		
PN 1	CO ₂ -Bindung durch Humusaufbaupotential der Nebenernte- produkte	Humusaufbau, N- Gutschrift
PN 2	CO ₂ eq- Ersatzwert der Nährstofflieferung für die Folgefrucht	Humusaufbau, N- Gutschrift

Tabelle 21: Treibhausgasquellen in der Tierhaltung (KTBL, 2021)**Lfd. Nr. Emissionsart und -quelle**

Direkte und indirekte Treibhausgasemissionen aus enterischer Fermentation und Wirtschaftsdünger inklusive treibhausgasrelevanter NH₃-Emissionen

TV1	CH ₄ -Emissionen aus enterischer Fermentation
TW1	NH ₃ -Emissionen aus Stall/befestigtem Auslauf
TW2	NH ₃ -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlager
TW3	NH ₃ -Emissionen aus Weidehaltung
TW4	N ₂ O-Emissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager
TW5	N ₂ O-Emissionen aus Weidehaltung
TW6	N ₂ O-Emissionen des nicht mineraldüngerwirksamen Stickstoffs
TW7	CH ₄ -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlager
TW8	CH ₄ -Emissionen aus Ausscheidungen auf der Weide

Vorgelagerte Treibhausgasemissionen aus dem Betriebsmitteleinsatz

TB1	CO ₂ eq-Emissionen aus Tierzugängen
TB2	CO ₂ eq-Emissionen aus Kraftfuttermittelbereitstellung
TB3	CO ₂ eq-Emissionen aus Grundfuttermittelbereitstellung
TB4	CO ₂ eq-Emissionen aus Mineralfutterbereitstellung
TB5	CO ₂ eq-Emissionen aus Einstreubereitstellung
TB6	CO ₂ eq-Emissionen aus Wassereinsatz (Tränke, Reinigung)
TB7	CO ₂ eq-Emissionen aus Energiebereitstellung und -konversion
TB8	CO ₂ eq-Emissionen aus Maschinenherstellung

4.1.3 Allokation entstandener Treibhausgasemissionen, Treibhausgasflüsse zwischen Produktionsverfahren und Humus C-Veränderungen

Bei der landwirtschaftlichen Produktion entstehen Nebenprodukte, denen Teile der Treibhausgasemissionen zugeordnet werden. Hierzu wären grundsätzlich unterschiedliche Allokationen (Zuteilungen) denkbar. Im BEK-Standard wird für die Allokation der Treibhausgase verbindlich die Ersatzwertmethode herangezogen. Dem zu bilanzierenden Hauptprodukt, (z.B. Milch), wird für die erzeugten Nebenprodukte eine Treibhausgasgutschrift erteilt. Deren Höhe entspricht den CO₂eq-Emissionen, die für die Erzeugung mittels eines alternativen Produktionsverfahrens anfallen würden. In der Tierhaltung gäbe es beispielsweise eine Gutschrift für die anfallende Gülle, die den Einsatz von Mineraldünger in der Pflanzenproduktion ersetzen kann. Die Treibhausgasemissionen, die dem Hauptprodukt angerechnet werden, ergeben sich folglich aus den Emissionen abzüglich aller anzusetzenden Gutschriften.

Die oben angegebenen Beispiele deuten bereits an, dass die innerlandwirtschaftliche Verwertung oder Weiterverarbeitung von Neben- und auch Hauptprodukten in anderen oder sich anschließenden Produktionsschritten häufig vorkommt. Daher gilt es, ein besonderes Augenmerk auf die Treibhausgasflüsse zwischen den Produktionsverfahren zu legen. Die CO₂eq-Emissionen bzw. Gutschriften des „abgebenden“ bzw. innerlandwirtschaftlich vorgelagerten Produktionsverfahrens müssen stets den anzusetzenden Belastungen des aufnehmenden Produktionsverfahren entsprechen. Beispiele für diese Treibhausgasflüsse zwischen unterschiedlichen Produktionsverfahren können Abbildung 45 entnommen werden.

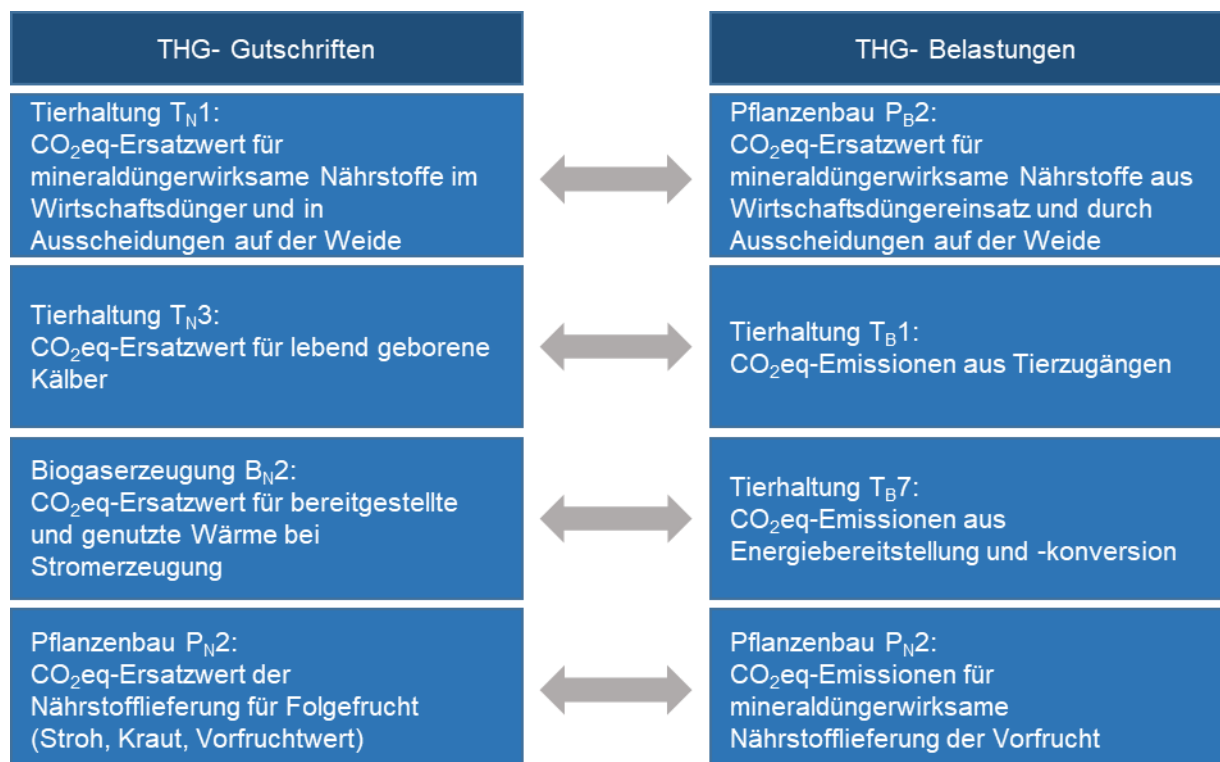
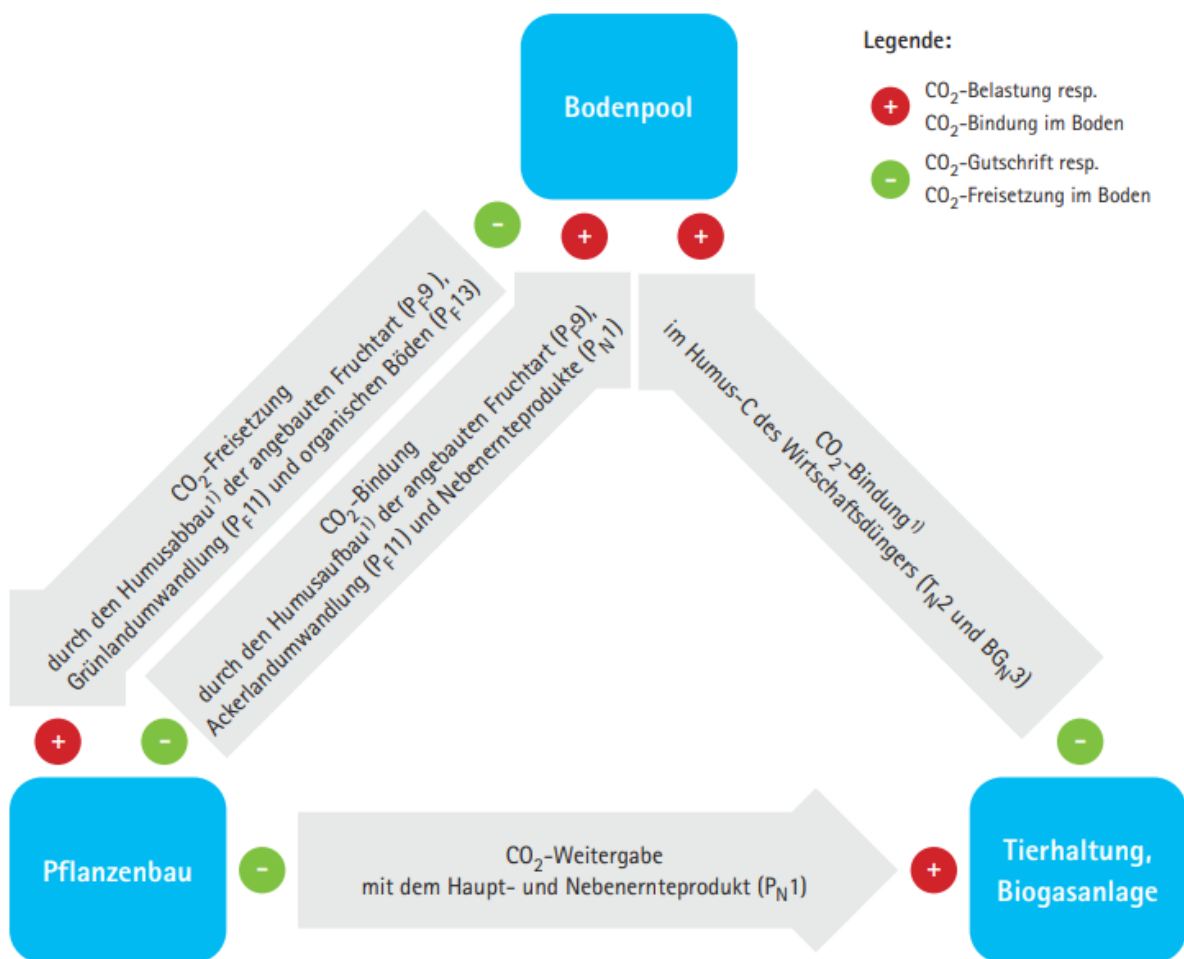


Abbildung 45: Beispielhafte Treibhausgasflüsse zwischen Produktionsverfahren (verändert nach KTBL, 2021)

Daneben spielen in der Bilanzierung Humus-C Veränderungen eine wichtige Rolle und werden entsprechend in der Berechnung mitberücksichtigt. Beeinflusst wird die Humusbilanz vor allem durch die angebaute Kulturpflanze und Einsatz und Abfuhr von Nebenprodukten. Abzüge und Gutschriften erhalten die einzelnen Produktionsverfahren im BEK-Standard nach der verbreiteten Methodik des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA, 2014). Es erfolgt eine Gutschrift für das Humusaufbaupotenzial von Nebenprodukten immer bei dem Produktionsverfahren, bei dem das jeweilige Nebenprodukt entsteht. Die Gutschrift ist unabhängig davon, ob das Nebenprodukt auf dem Acker verbleibt, diesem wieder zugeführt oder anderweitig verwertet wird. Ob die Humusbilanz des Ackerbaus folglich ausgeglichen ist oder nicht, wird durch die Klimabilanzierung nicht ermittelt. Dazu ist eine zusätzliche Ausweisung der Humusbilanz für die Pflanzenproduktion von Nöten. Zu beachten ist, dass eine unausgeglichene Humusbilanz im Anbau zu einer Verzerrung des CO₂-Fußabdrucks des jeweiligen Ernteprodukts führen kann. Die Relevanz lässt sich anhand des folgenden Beispiels verdeutlichen. Der Einsatz von Nebenprodukten aus der Tierhaltung wird dem Pflanzenbau anhand des entsprechenden Humusaufbaupotenzials, welches zuvor der Tierhaltung gutgeschrieben wurde, angelastet (KTBL, 2021). Zum besseren Verständnis innerlandwirtschaftlicher CO₂eq-Gutschriften und -Belastungen dient (Abbildung 46).



¹⁾ Bestimmung der Humus-C-Veränderungen erfolgt nach VDLUFA (2014)

Abbildung 46: Bewertung von Humus-C-Veränderungen (KTBL, 2021)

4.2 Treibhausgas-effizienz im Winterweizenanbau

Die in dieser Studie aufgestellten einzelbetrieblichen Klimabilanzen für Winterweizen fokussieren sich auf die Brotweizenproduktion. Diese Fokussierung ist relevant für die Gestaltung der verschiedenen Untersuchungsszenarien, da insbesondere beim Brotweizen hohe Qualitätsanforderungen bestehen. Szenarien mit emissionswirksamen Produktionsanpassungen müssen nicht nur quantitativ, sondern auch im Hinblick auf die Qualität des Produkts bewertet werden. Die Erzeugung von Brot- und Futterweizen ist im Produktionsverfahren zwar sehr ähnlich, jedoch werden mit Blick auf die weitere Verwendung vom aufnehmenden Markt sehr unterschiedliche Ansprüche gestellt.

Die Klimabilanzen für Winterweizen werden anhand mehrjähriger Durchschnittswerte berechnet. Die Datenverfügbarkeit erlaubt zudem die Darstellung des zeitlichen Verlaufs der THG-Emissionen.

4.2.1 Abgrenzung des Produktionszweigs Winterweizen

Die ackerbaulichen Verfahren zum Marktfruchtanbau lassen sich - im Vergleich zur Tierhaltung und zum Futterbau - relativ einfach voneinander abgrenzen. Die meisten eingesetzten Ressourcen lassen sich direkt dem ackerbaulichen Verfahren zuordnen. Dazu zählen beispielsweise Saatgut, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, Diesel und der Maschineneinsatz. Eingesetzter Wirtschaftsdünger fällt in den in dieser Studie untersuchten Betrieben nicht an, sondern wird von externen Betrieben importiert. Aus diesem Grund wird dieser in der Bilanzierung wie andere zugekaufte Produktionsmittel betrachtet. Ackerbauliche Maßnahmen, die auf den untersuchten Betrieben nicht jährlich durchgeführt werden, vor allem Kalkungsmaßnahmen, werden entsprechend hinzugerechnet.

Das Verfahren für den Anbau von Winterweizen liefert zwei Produkte: Korn und Stroh. Korn fällt als Hauptprodukt an und wird verkauft und nicht innerbetrieblich genutzt. Für das Stroh werden zwei verschiedene Szenarien analysiert, die beide einen positiven Umwelteffekt haben könnten. Beim Verkauf des Strohs wird es zum Koppelprodukt und muss nicht anderweitig produziert werden. Wird das Stroh gehäckselt und auf dem Feld belassen, wird organische Substanz im Boden gespeichert und es entsteht eine CO₂-Gutschrift.

4.2.2 Erforderliche betriebliche Daten

Die Klimabilanz beim Winterweizen basiert auf durchschnittlichen Ertragsdaten von 1990 bis 2021 für Nordrhein-Westfalen und Daten des Arbeitskreises für Betriebsführung Köln-Aachener Bucht (AK1, 1990–2021). Die Ertragsdaten stammen aus der Besonderen Erntermittlung (BEE). Die Daten des AK1 stammen aus einer relativ homogenen Gruppe von Ackerbaubetrieben und es gibt in der Anzahl an jährlichen Auswertungen (Flächen und Betriebe) nur wenig Fluktuation. Der Arbeitskreis führt jährliche Schlagkartei- und Vollkostenauswertungen durch, in denen die Inputs und Outputs der verschiedenen Verfahren dokumentiert und ausgewertet werden. Die Erfassung und Auswertung erfolgt kulturspezifisch. Die erforderlichen Daten für die Erstellung der Klimabilanz in pflanzlichen Produktionsverfahren sind in Tabelle 22 zusammengestellt.

Tabelle 22: Ausgewählte Daten zur Erstellung der Klimabilanz im Winterweizen

Daten	Quelle	Einheit	Durchschnitt	Min	Max	Wert 2021
Ertrag Winterweizen	BEE NRW	t FM/ha	8,20	6,27	9,25	7,75
Abgefahrenre Nebenprodukte	Abgeleitet aus Ertrag, Schätzung aus AK1-Daten	t FM/ha	2,46	1,88	2,78	2,32
Auf dem Feld verbleibende Nebenprodukte	Abgeleitet aus Ertrag, Schätzung aus AK1-Daten	t FM/ha	4,10	3,14	4,63	3,88
Ehemalige Moorstandorte	-	Prozent	0	0	0	0
Wirtschaftsdünger	AK1	m ³ /ha	2,2	0	5	2,8
Ausgebrachter Mineraldünger N	AK1 (korrigiert)	kg N/ha	170	124	190	139
Phosphatabfuhr	Berechnung des Entzugs, da keine Mineraldüngung	kg P ₂ O ₅ /ha	73	56	82	69
Kaliumabfuhr	Berechnung des Entzugs, da keine Mineraldüngung	kg K ₂ O/ha	84	64	94	79
Anzurechnender N aus N _{org} des Vorjahres	Schätzung mit AK1-Daten (Vorjahreskultur, i. d. R. Hackfrucht)	kg N/ha	8,1	8,1	8,1	8,1
Dieselvebrauch	AK1-Daten	l/ha	115	108	120	108
Saatgutverbrauch	Schätzung anhand von Betriebsdaten	kg/ha	160	160	160	160
Pflanzenschutzmittelverbrauch	Schätzung anhand von Betriebsdaten	kg bzw. l/ha	3,3	3,3	3,3	3,3
Fruchtartsspezifischer Humusabbau	VDLUFA (2014)	kg Humus-C/ha	280	280	280	280
Humusaufbau durch Nebenernteprodukte	VDLUFA (2014)	kg Humus-C/kg FM	0,1	0,1	0,1	0,1

4.2.3 Entwicklung 1990–2021

Die Entwicklung der Treibhausgasemissionen für das Verfahren Winterweizen (Brotweizen) ist in Abbildung 47 dargestellt. Dabei zeigt sich, dass die Emissionen von 1990 bis 2021 sowohl relativ pro Produkteinheit in Kilogramm CO₂eq je kg TM, als auch absolut, in Tonnen CO₂eq je ha, reduziert wurden. Im fünfjährigen Mittel sanken die Emissionen von 1990 mit 0,42 kg CO₂eq/kg TM auf 0,26 kg CO₂eq/kg TM in 2021. Das entspricht einem Rückgang der Emissionen um 37 %. Drei Hauptgründe sind für die Effizienzsteigerung verantwortlich:

Erstens gab es eine Ertragssteigerung von ca. 8,5 % im Vergleich der fünfjährigen Mittel von 1990–1994 und 2017–2021 (Abbildung 48). Ein höherer Ertrag bei konstantem Input führt zu einem besseren Fußabdruck je erzeugter Produkteinheit. Zusätzlich wird bei höheren Erträgen mehr Biomasse erzeugt, sodass entsprechend auch mehr Biomasse entweder auf dem Feld verbleibt oder als Nebenprodukt gutgeschrieben wird.

Zweitens gab es gleichzeitig eine deutliche Reduzierung des Düngemiteleinsatzes um 17 % im Vergleich der oben genannten fünfjährigen Mittel (Abbildung 48). Dies führt zu weniger vorgelagerten Emissionen und zu geringeren Emissionen insbesondere durch die Düngung.

Drittens wurden die Treibhausgasemissionen der EU-Düngemittelproduktion deutlich reduziert. Im Ausgangsszenario wird davon ausgegangen, dass in Europa erzeugte Düngemittel verwendet werden. Es ist jedoch zu beachten, dass der Anteil der in der EU produzierten Düngemittel in den Jahren 2022 und 2023 abgenommen hat.

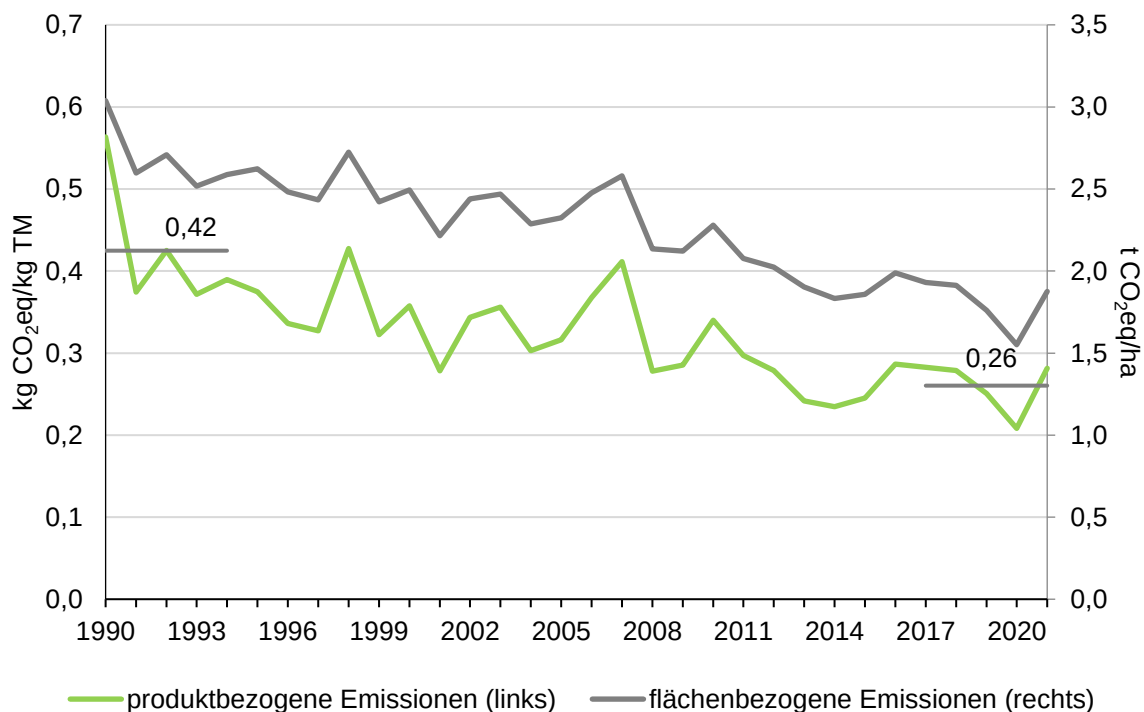


Abbildung 47: CO₂-Fußabdruck im konventionellen Winterweizenanbau in NRW

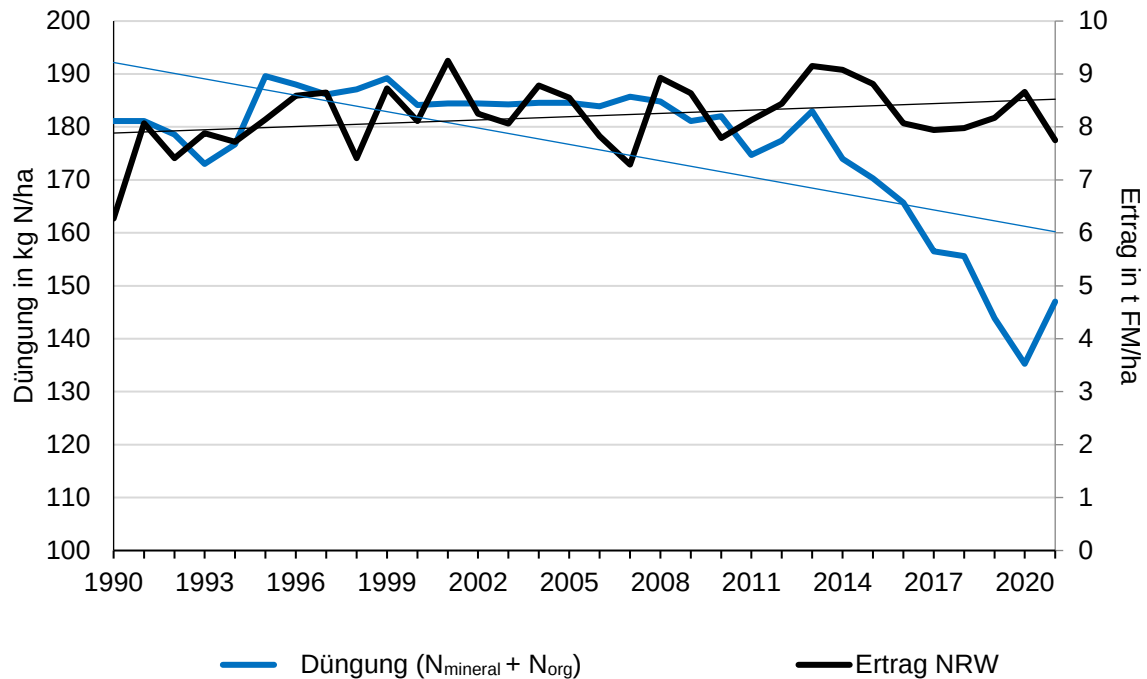


Abbildung 48: Entwicklung der Ertrags- und Düngedaten zur Ermittlung des Winterweizen CO₂-Fußabdrucks

4.2.4 Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren im Winterweizenanbau

Neben der oben beschriebenen Entwicklung werden im Folgenden auch mögliche Veränderungen der Produktion in ihrer Klimawirkung analysiert. Dabei werden vier Szenarien auf Grundlage des Basisjahres 2021 untersucht, in denen jeweils nur ein Produktionsfaktor geändert wird (hier *ceteris paribus*-Szenarien genannt) und drei Szenarien, bei denen mehrere Faktoren angepasst werden (hier multifaktorielle Szenarien genannt).

Die Szenarien teilen sich wie folgt auf:

Ceteris paribus-Szenarien:

1. 100 % Stroh: Stroh wird vollständig abgefahren und gepresst
2. N_{mineralisch} Drittstaaten: Mineralische Düngemittel werden nur noch aus Nicht-EU-Staaten mit geringen Klimaschutzregelungen angewendet
3. Mehr N_{org}: Der Mineraldüngeranteil wird reduziert und der Anteil organischer Düngemittel (Gülle und Gärrest) wird auf 20 m³ erhöht.
4. 100 % Biodiesel: Anstelle von konventionellem Dieselmotorkraftstoff wird Biodiesel eingesetzt.

Multifaktorielle Szenarien:

1. Extensivierung der Produktion: 50 % Reduzierung von Pflanzenschutz, Reduktion N-Düngung um 20 %, angenommene Ertragsreduktion 20 %. Dadurch auch Reduktion des P_2O_5 und K_2O -Entzugs um 20 %.
2. Intensivierung der Produktion: z.B. durch Beregnung und höhere Düngung; angenommene Ertragssteigerung 5 %. Dieselverbrauch steigt um 40 l/ha, Pflanzenschutz um ca. 20 %. Mineraldüngereinsatz um 10 % (im Rahmen der DüV), höhere Humuszehrung von 280 kg/ha auf 400 kg/ha und Jahr.
3. Intensivierung durch Technologie: Annahme Züchtungsfortschritt oder Optimierung der bestehenden Technik (z.B. besserer Pflanzenschutz, genauere Düngung, Sätechnik etc.), Ertragssteigerung 5 %.

Die Ergebnisse zu den Szenarien werden in relativen und absoluten Zahlen in den Abbildung 49 bis 49 dargestellt. In den vier ceteris paribus-Szenarien zeigt sich zunächst, dass es in Bezug auf die Treibhausgasemissionen unerheblich ist, ob Stroh abgefahren oder eingearbeitet wird. Bei der Abfuhr erfolgt für das Nebenprodukt eine Gutschrift in CO_2eq , deren Höhe identisch ist zur entsprechenden Humuswirksamkeit bei Verbleib und Einarbeitung des Strohs. Bei Abfuhr und Verkauf fallen jedoch etwas höhere Deselemissionen durch die Strohbergung an.

Bei der Herkunft der Düngemittel zeigt sich, dass niedrigere Umweltstandards der außereuropäischen Erzeugung den CO_2 -Fußabdruck deutlich erhöhen können. Zudem wird deutlich, dass auch ein Mehreinsatz an organischen Düngemitteln mit Emissionen einhergeht. Bei der Frage, Düngemittel aus Nicht-EU-Staaten oder organische Düngemittel einzusetzen, sollte die Wahl aus Klimaschutzperspektive auf die organischen Düngemittel fallen; vorausgesetzt es werden emissionsarme Ausbringungstechniken eingesetzt.

Der Einsatz von Biodiesel wäre im Vergleich zum Durchschnittsszenario vorteilhafter. Klimabilanziell werden für Biodiesel ungefähr die Hälfte der Emissionen angenommen, die für konventionellen Kraftstoff anfallen (KTBL 2021).

Da der Ertrag in den vier ceteris paribus-Szenarien konstant ist, verhalten sich die absoluten und relativen Ergebnisse in dieser Auswertung kongruent zueinander.

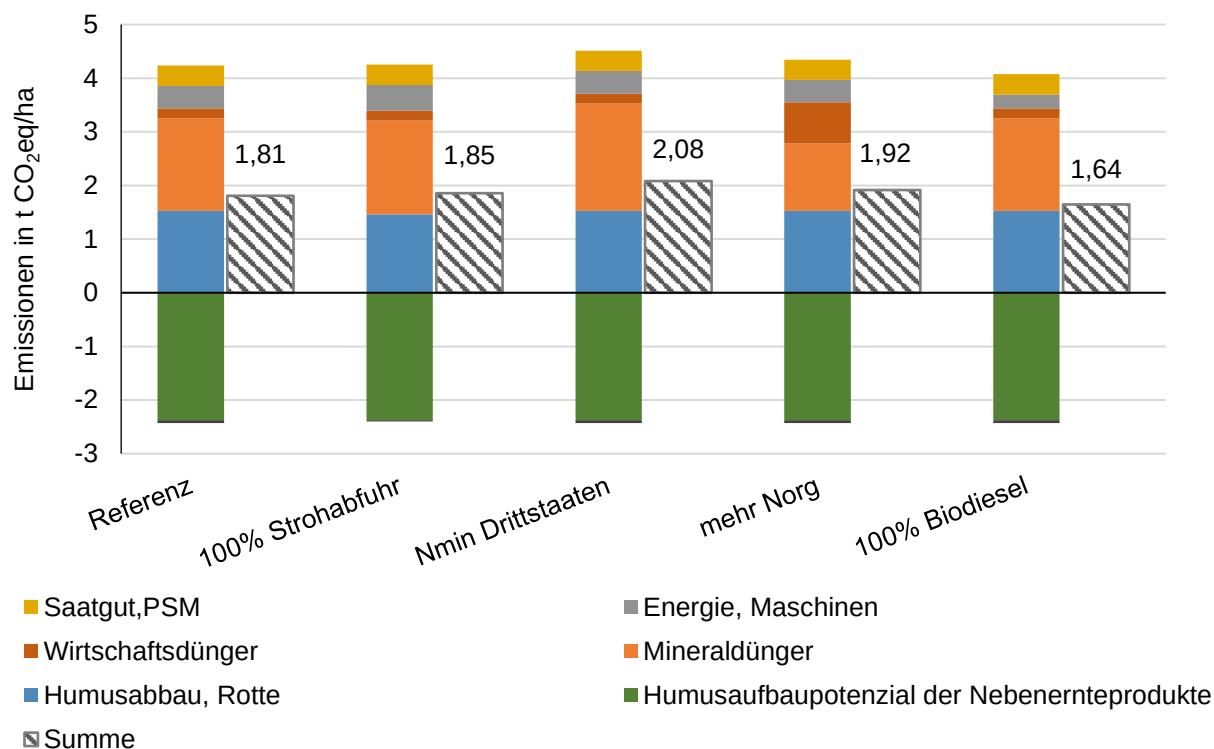


Abbildung 49: Winterweizen Ceteris Paribus-Szenarien im Vergleich zum Durchschnittsszenario – Absolute Emissionen

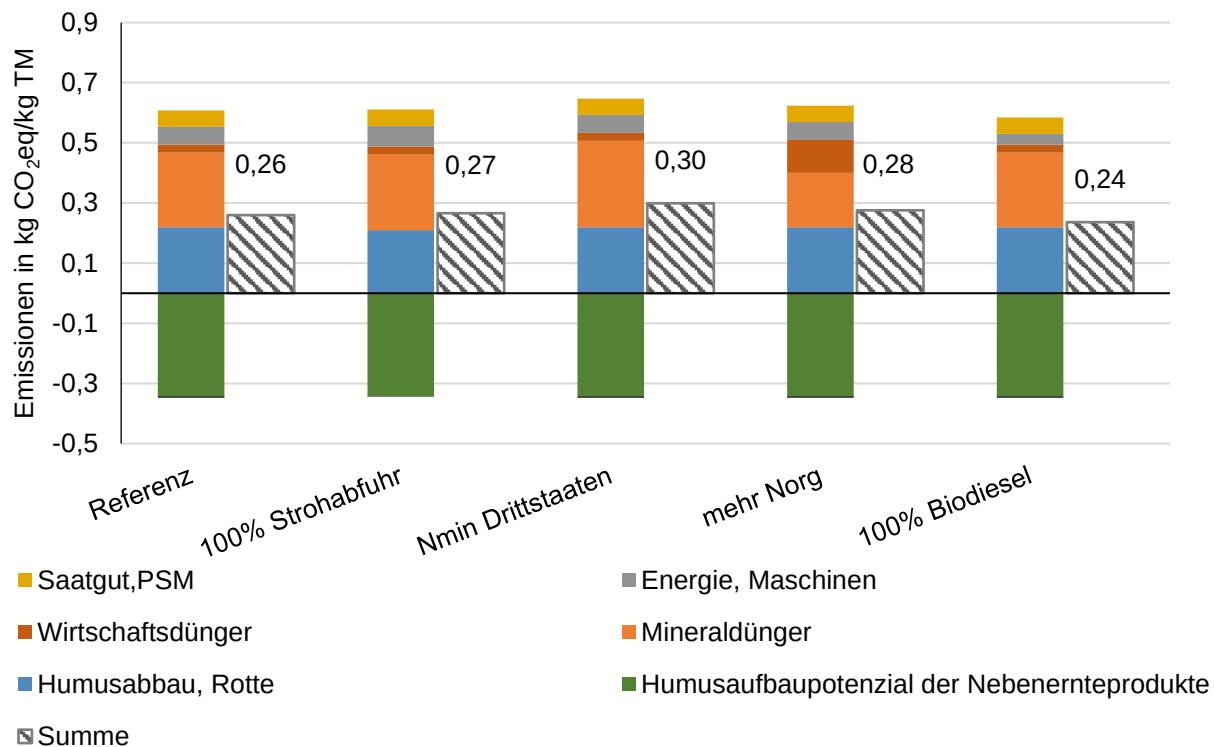


Abbildung 50: Winterweizen Ceteris Paribus-Szenarien im Vergleich zum Durchschnittsszenario – Relative Emissionen

Bei den drei multifaktoriellen Szenarien ändert sich auch das Ertragsniveau, sodass absolute und relative Emissionen nicht mehr korrelieren. Dabei zeigt sich, dass bei Betrachtung der absoluten Emissionen die Summe der Treibhausgasemissionen ansteigt (Abbildung 51) und (Abbildung 52).

Im Szenario der Extensivierung sinken zwar die direkten und indirekten Emissionen, allerdings fällt auch die Gutschrift für die Nebenprodukte geringer aus, da weniger Biomasse in Form von Wurzeln und Stroh gebildet wird. In der Summe ergibt sich daher ein Anstieg der Emissionen pro ha und auch je Produkt-einheit.

Bei der Intensivierung durch Beregnung und Steigerung des Düngemitelesatzes steigen die Emissionen sowohl absolut als auch relativ.

Auch bei der Ertragssteigerung über technologischen Fortschritt steigen die absoluten Emissionen an. Das liegt vor allem daran, dass bei höheren Erträgen immer auch mehr Düngemittel aufgebracht werden müssen oder alternativ dem Boden mehr Nährstoffe entzogen werden, was zu Humusabbau führt. Relativ zum Ertrag würden bei einer Intensivierung durch technologischen Fortschritt die Emissionen je Kilogramm erzeugter Trockenmasse leicht sinken.

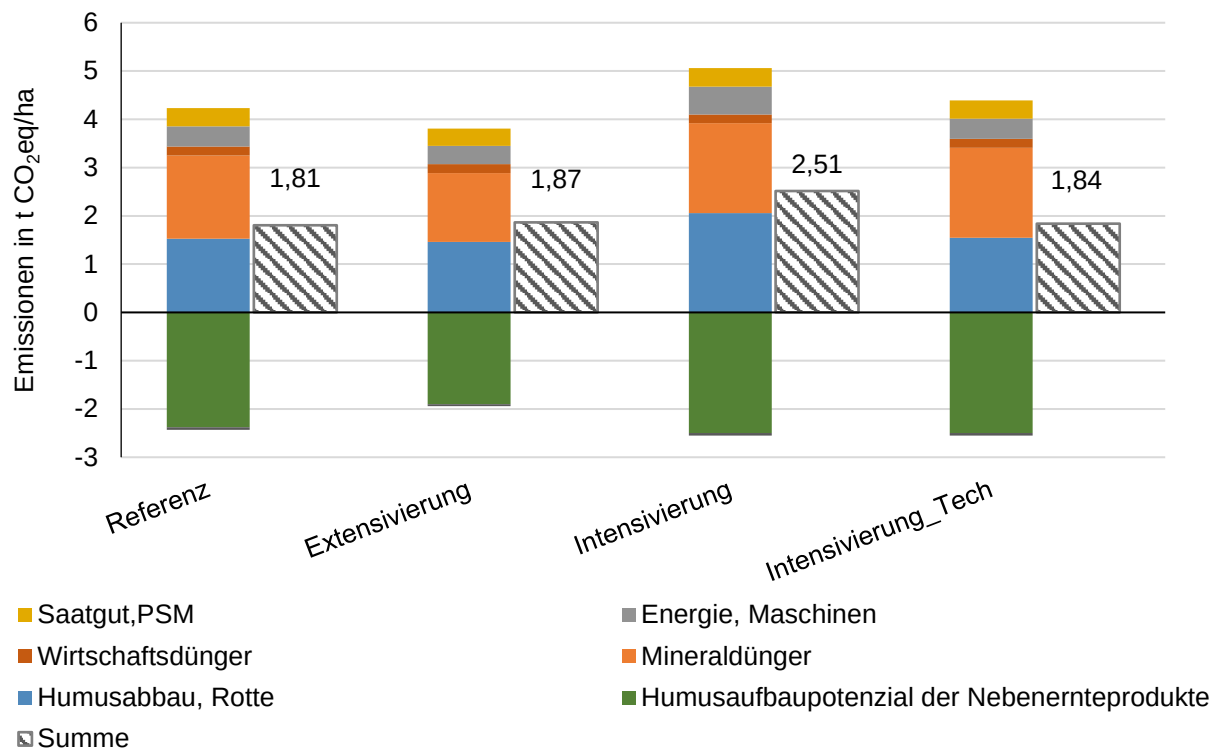


Abbildung 51: Winterweizen multifaktorielle Szenarien im Vergleich zum Durchschnitt – Absolute Emissionen

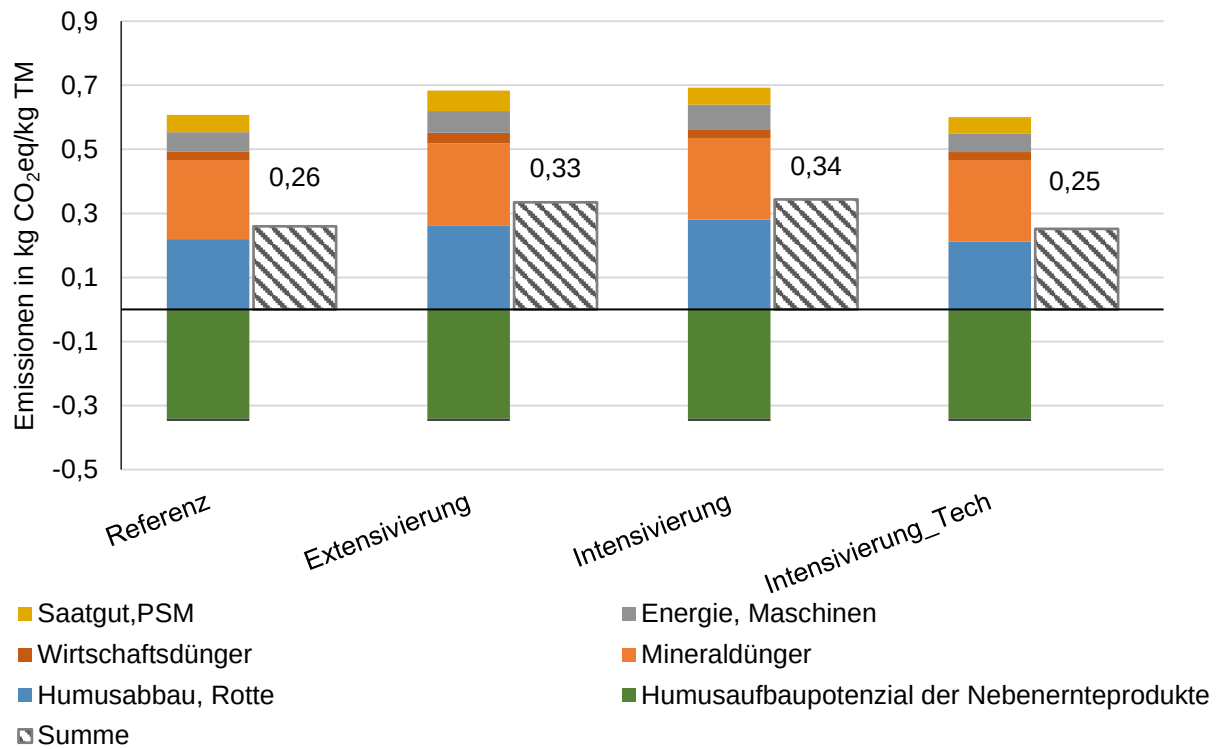


Abbildung 52: Winterweizen multifaktorielle Szenarien im Vergleich zum Durchschnitt – Emissionen relativ zum Ertrag

Festzustellen ist, dass die Treibhauseffizienz im Bereich Winterweizen aktuell schon sehr hoch ist. Die größten Stellschrauben liegen in einer effizienteren Düngermanagement, dem Einsatz emissionsarmer Ausbringungstechnik und der Nutzung alternativer Kraftstoffe wie Biodiesel. Der technische Fortschritt kann in Form teilflächenspezifischer Bewirtschaftungsverfahren ebenfalls die Treibhausgaseffizienz verbessern.

Die Emissionslast der vorgelagerten Produktion der Mineraldünger lässt sich wegen teils fehlender Herkunfts- bzw. Produktionsdeklarationen sowie mangels Verfügbarkeit emissionsarm produzierter Dünger durch die landwirtschaftlichen Betriebe kaum beeinflussen. Eine Intensivierung oder eine Extensivierung der ackerbaulichen Produktion führen nicht zwangsläufig zu einer nennenswerten Reduktion der Emissionen.

Zukünftig wird es wichtiger, die Resilienz des Anbaus in Bezug auf die Klimafolgenanpassung zu fördern, beispielsweise durch die Nutzung des Züchtungsfortschritts, eine angepasste Sortenwahl oder über die Fruchtfolgegestaltung.

4.3 Treibhausgaseffizienz Milcherzeugung

4.3.1 Abgrenzung der Produktionszweige Milcherzeugung und Jungrinderaufzucht

Unterschiedliche Betriebszweige sollten stets getrennt voneinander bilanziert werden (s. Kapitel 4.1.1 Grundlagen der THG-Berechnung nach BEK). Aus diesem Grund werden die Jungrinderaufzucht und die Milchproduktion als einzelne Betriebszweige betrachtet. Falls der Betrieb eine eigene Jungrinderaufzucht betreibt wird für die Jungrinderaufzucht auf Grundlage einer eigenen Klimabilanzierung der CO₂-Fußabdruck je kg Lebendmasse (LM) berechnet. Der errechnete Wert wird dann als Lastschrift an die Milchproduktion weitergegeben. Die Bilanzierung für die Jungrinder erfolgt dabei ähnlich zur Milchproduktion, wobei sich der Zeitraum der Bilanzierung nicht auf ein Jahr bezieht, sondern auf die gesamte Aufzuchtdauer. Sollte der Betrieb keine eigene Jungrinderaufzucht betreiben, wird der Standardwert verwendet.

Im Gegenzug wird der Zugang von Jungrindern im Bereich der Milchproduktion als Lastschrift angerechnet. So sind die Betriebszweige bilanziell voneinander getrennt und es entstehen keine Bilanzierungsbrüche.

4.3.2 Erforderliche betriebliche Daten

Die erforderlichen Daten umfassen den Tierbestand, die Leistung, das Haltungssystem, die Wirtschaftsdüngerlagerung, die Fütterung und den Energieeinsatz. Die Bilanzierung erfolgt für die Milchproduktion auf zwölf Monate bezogen, wohingegen die Jungrinderaufzucht als überjähriges Verfahren vom Kalb bis zur abgekalbten Färsen bilanziert wird.

4.3.3 CO₂-Fußabdruck Milch der Beispielbetriebe

Um aufzuzeigen, wie sich der CO₂-Fußabdruck zusammensetzt und wo wesentliche Einflussfaktoren im Bereich der Milchproduktion liegen, werden im Folgenden zwei Beispielbetriebe für NRW dargestellt. Da die Fütterung einen erheblichen Anteil des CO₂-Fußabdruckes der Milch verursacht und dieser sich je nach Anteilen der unterschiedlichen Futterkomponenten anders zusammensetzt, wird in den nachfolgenden Berechnungen zwischen zwei Fütterungen unterschieden (Tabelle 24). Die weiteren Eingabedaten für die Bilanzierung bleiben unverändert (*ceteris paribus*). Diese Eingabedaten für den Tierbestand können Tabelle 23 entnommen werden. Diese Daten sowie die Daten zur Milchleistung orientieren sich am Jahresbericht 2021 des Landeskontrollverbands Nordrhein-Westfalens (LKV). Die Datengrundlage in diesem Bericht umfasst etwa 86 % des Milchkuhbestandes in NRW. Damit wird für diese Studie die am besten verfügbare Datengrundlage genutzt. Darüber hinaus bildet der LKV-Bericht tendenziell zukunftsorientierte Betriebe ab.

Tabelle 23: Eingabedaten zu Tierbestand und Leistung der beiden Beispielbetriebe Milcherzeugung (angelehnt an LKV-Bericht, 2021)

	Tierbestand
Durchschnittsbestand	100 Tiere
Anfangsbestand	100 Tiere
Endbestand	100 Tiere
Gewicht der Tiere	675 kg
Schlachtkühe	26 Tiere
Gewicht der Schlachtkühe	575 kg
Zuchtviehverkäufe	0 Tiere
Gewicht der Zuchttiere	630 kg
Kuhverluste	6 Tiere
Gewicht der Kuhverluste	575 kg
Lebendgeburten	110 Kälber
Gewicht der Kälber 28 Tage	67 kg
Kälberverluste bis 28 Tage	5 Kälber
Zwischenkalbezeit	400 Tage
Trockensteherzeit	42 Tage
Leistung	
Milchleistung	10.000 kg Tier/Jahr
Fettgehalt	4,0 %
Eiweißgehalt	3,4 %
Harnstoffgehalt	220 ppm/l

Im Bereich des Haltungssystems verfügen beide Beispielbetriebe über 10 Strohplätze und 90 Plätze im Boxenlaufstall. Im Boxenlaufstall sind Hochboxen als Liegeflächen installiert. Diese Aufstallungsform bildet nach Zahlen des Statistischen Bundesamts 66 % der Milchviehhaltungen in NRW ab (Statistisches Bundesamt, 2011). Es findet auf beiden Betrieben keine Weidehaltung statt, da laut statistischem Bundesamt nur rund 41,7 % der Milchkühe in Deutschland mindestens teilweise auf der Weide gehalten

werden und zusätzlich die Abschätzung der Futteraufnahme von der Weide sehr schwierig zu modellieren ist (Statistisches Bundesamt, 2011). Im Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung wird von einer natürlichen Schwimmedecke ausgegangen und davon, dass keine Verwertung der Gülle und des Mistes in einer Biogasanlage stattfindet.

Die Fütterung der Beispielbetriebe orientiert sich an der Fütterung des DLG-Bands 199 „Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere“ (2014). Den Futter-Jahresverbrauch für den jeweiligen Betrieb stellt Tabelle 24 dar. Dabei wird zwischen einem Ackerbaubetrieb und einem Grünlandbetrieb unterschieden.

Tabelle 24: Futtereinsatz für Beispielbetriebe Milcherzeugung nach DLG, Band 199 (DLG, 2014)

Futtermittel	Ackerfutterbaubetrieb	Grünlandbetrieb
	in dt	
Grassilage	2.200	3.300
Maissilage	2.600	1.300
Kraftfutter	1.500	1.900
Rapsextraktionsschrot	1.100	900
Mineralfutter	55	55
Futterstroh	220	220

Der jährliche Energieverbrauch für die Milchproduktion liegt in den Beispielbetrieben bei 45.000 kWh. Zusätzlich werden 3.000 l Diesel pro Jahr eingesetzt. Ein Einsatz von erneuerbarem Strom und Diesel wird dabei nicht unterstellt.

4.3.4 Zusammensetzung des CO₂-Fußabdrucks Milch

Im Folgenden wird die Zusammensetzung des CO₂-Fußabdrucks der Milch für die Beispielbetriebe beschrieben. Die Gesamtemissionen pro Kuh und Jahr sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Treibhausgasemissionen der Beispielbetriebe Milcherzeugung

Treibhausgasemissionen	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	Gesamt
in kg CO ₂ eq/Kuh				
Tierzugänge *	952	223	1.339	2.513
Produktion Futter und Einstreu Ackerfutter	4.530			4.530
Produktion Futter und Einstreu Grünland	4.662			4.662
Enterische Fermentation Ackerfutter			4.113	4.113
Enterische Fermentation Grünland			4.116	4.116
Stall und befestigter Auslauf *		46		46
Wirtschaftsdüngerlager Ackerfutter		250	900	1.150
Wirtschaftsdüngerlager Grünland		250	880	1.130
Nicht mineraldünger-wirksamer Stickstoff *		597		597
Wassereinsatz, Energiebereitstellung, -konversion*	323			323
Summer der Emissionen Ackerfutter	5.805	1.116	6.352	13.273
Summer der Emissionen Grünland	5.937	1.116	6.334	13.387

* Emissionen sind für beide Beispielbetriebe gleich

Insgesamt betragen die Gesamtemissionen für den Beispielbetrieb mit Ackerfutter 13.273 kg CO₂eq/Kuh und für den Grünlandbetrieb 13.387 kg CO₂eq/Kuh. Gesamtbetrieblich liegen die Emissionen folglich bei 1.327.300 kg CO₂eq bzw. bei 1.338.700 kg CO₂eq.

Die Quellen der Gesamtemissionen - aufgeteilt in Emissionen aus dem vorgelagerten Bereich und den errechneten Emissionen des Betriebes - können Abbildung 52 entnommen werden. Eine separate Betrachtung der Betriebe erfolgt in Abbildung 53 nicht, da bei gewählten Basisdaten für die Bilanz hinsichtlich der grundsätzlichen Emissionsquellen qualitativ keine relevanten Unterschiede zwischen den Betrieben auftreten.

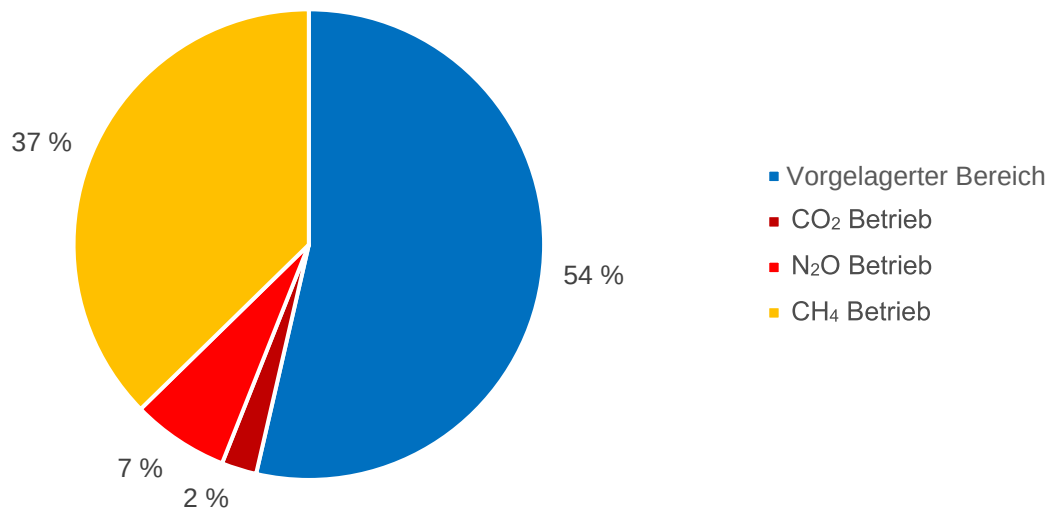


Abbildung 53: Quellen der Emissionen im Ist-Betrieb Milcherzeugung

Es wird ersichtlich, dass der weitaus größte Block, nämlich 54 % der Emissionen, bereits im vorgelagerten Bereich, vor allen Dingen durch den Einsatz von Futtermitteln und Einstreu und der Remontierung entstehen. Eine Differenzierung der Emissionsarten für den vorgelagerten Bereich ist nicht möglich. Um an dieser Stelle eine weitere Differenzierung vorzunehmen, müssen die einzelnen Bilanzen der Vorprodukte betrachtet werden.

Insgesamt sind etwa 37 % auf CH₄-Emissionen auf die enterischen Fermentation und der Wirtschaftsdüngerlagerung zurückzuführen. Die 7 % N₂O-Emissionen entstehen indirekt aus der Wirtschaftsdüngerlagerung über den Pfad der Ammoniakdeposition oder direkt aus der Düngung mit Wirtschaftsdüngern. Nur 2 % der betrieblichen Emissionen sind direkte CO₂-Emissionen, welche aus dem Bereich Energieeinsatz (Diesel, Strom) stammen.

Die Gesamtemissionen werden - wie bereits im Kapitel über die Allokation beschrieben - nicht vollumfänglich dem Hauptprodukt Milch angelastet. Es erfolgen Gutschriften für die Kälber, für das Fleisch der Schlachtkühe und für den Wirtschaftsdünger. Die Gutschriften für den Wirtschaftsdünger orientieren sich am Humusaufbaupotenzial und am Ersatzwert für das Mineraldüngeräquivalent. So verbleiben in der Summe 80 % der Gesamtemissionen, die dem Produkt Milch angelastet werden. Der CO₂-Fußabdruck des Ackerfutter- und des Grünlandbetriebs sind in Abbildung 54 dargestellt.

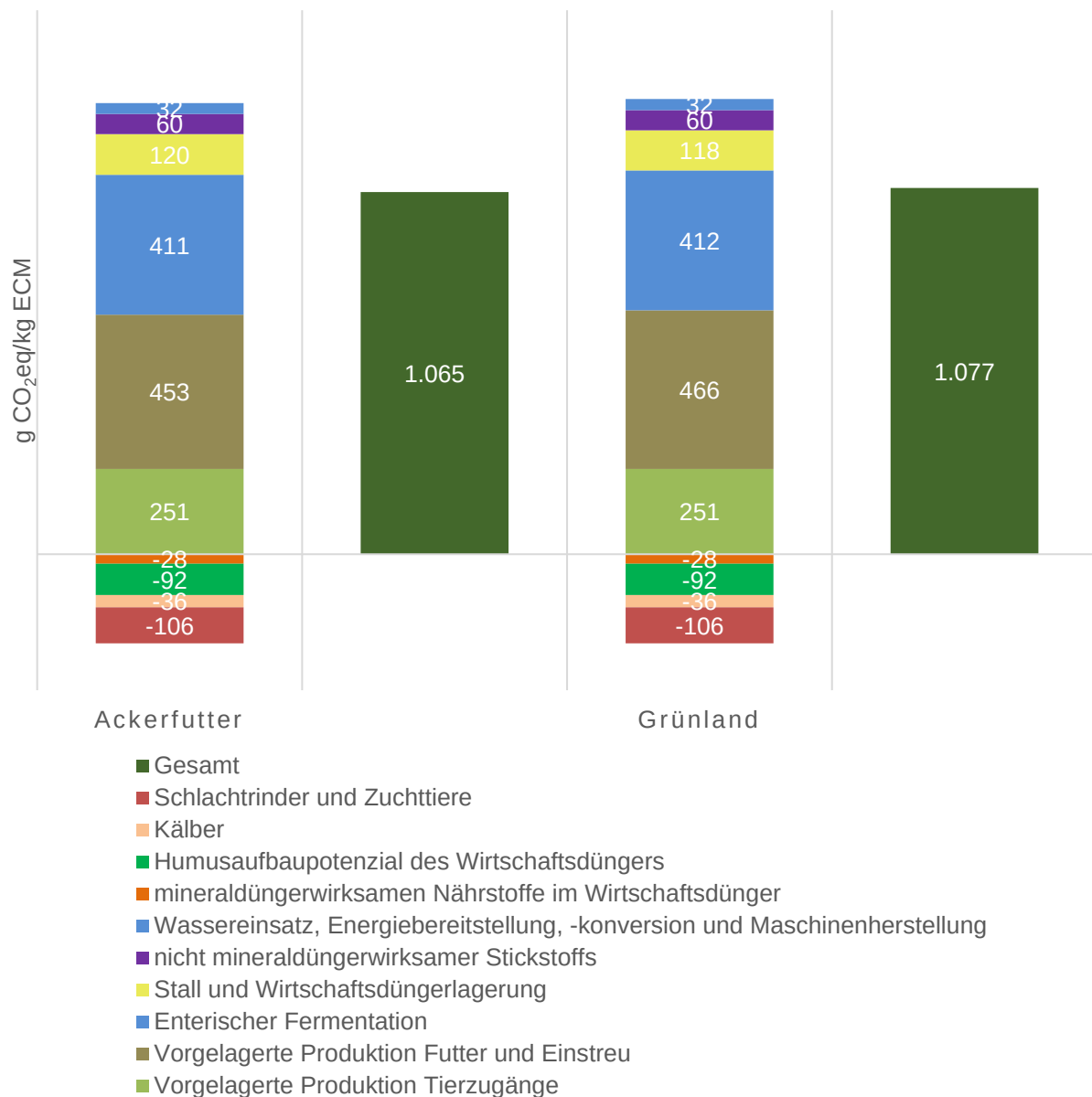


Abbildung 54: Zusammensetzung des CO₂-Fußabdruck für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb

In Abbildung 54 lassen sich wesentliche Einflussfaktoren auf den CO₂-Fußabdruck erkennen. Auf der Seite der Emissionen sind die enterische Fermentation und die vorgelagerte Futter- und Einstreuproduktion von besonderer Bedeutung. Die enterische Fermentation verursacht rund 30 % der CO₂-Emissionen, die vorgelagerte Futter- und Einstreuproduktion etwa 34 %. Die Fütterungsvarianten unterscheiden sich bei der enterischen Fermentation wenig. Hier führt die Produktion von Grassilage zu höheren CO₂-Emissionen von 13 g CO₂eq/kg ECM. Bei einer Remontierungsrate von 32 % in den Beispielbetrieben sind die Tierzugänge für 19 % der CO₂-Emissionen verantwortlich.

Ein weiterer nennenswerter Anteil der Emissionen entfällt mit 9 % auf den Bereich des Stalls und der Wirtschaftsdüngerlagerung. Hier besteht zwischen den zwei Betrieben ebenfalls nur ein marginaler Unterschied, welcher auf die unterschiedliche Verdaulichkeit der eingesetzten Futtermittel zurückzuführen ist. Der Energieeinsatz und der nicht mineraldüngerwirksame Stickstoff tragen mit 2,5 bzw. 4,5 % nur wenig zu den Gesamtemissionen bei.

4.3.5 Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren der Milcherzeugung

Im Bereich der Fütterung sollte eine möglichst hohe Futtereffizienz erreicht werden. Um die Futtereffizienz zu steigern, muss zum einen ein möglicher „Luxuskonsum“ der Kühe minimiert und zum anderen der eigene Futterbau optimiert werden. Damit werden die Trockenmasse- und Nährstoffverluste von der Fläche bis zur Kuh möglichst geringgehalten (DLG, 2023).

Eine weitere Möglichkeit der Futtereffizienzsteigerung liegt in der Optimierung des Rohproteingehalts in der Ration. Um die Auswirkungen einer rohproteinreduzierten Fütterung abschätzen zu können, wurde die Fütterung der Beispielbetriebe entsprechend des DLG Merkblatts 444 (2020) angepasst. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Trockenmasseaufnahme auf gleichem Niveau bleibt, um verzerrende Einflüsse von ggf. unterschiedlicher Futteraufnahme auszuschließen. Für den Ackerfutterbaubetrieb beträgt das mögliche Reduktionspotenzial 5 g CO₂eq/kg ECM. Für den Grünlandbetrieb beträgt das Reduktionspotenzial 3 g CO₂eq/kg ECM.

Um eine Verbesserung der Grundfutterqualität bewerten zu können, ist zunächst die mögliche Milchleistung auf Basis der Netto-Energie-Laktation (NEL) und dem nutzbaren Protein am Darm (nXP) für die beiden Fütterungsvarianten berechnet worden. Für die Grassilage wurde eine durchschnittliche Qualität, entsprechend den Werten für „Grassilage 1.Schnitt, mittel“ der Futterwerttabelle Rinderfütterung der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2018), herangezogen. Für die Maissilage wurde ebenfalls eine durchschnittliche Qualität, entsprechend den Werten für „Maissilage, mittel“ der o.a. Futterwerttabelle, angenommen. Im Anschluss wurden für die Berechnung der möglichen maximalen Milchleistung der beiden Fütterungsvarianten die Werte für „Grassilage, 1.Schnitt, jung“ und „Maissilage, gut“ genutzt. In beiden Fällen lag die mögliche Milchleistung für die Varianten höher als für die Variante mit durchschnittlicher Silagen (140-500 l ECM/Kuh/Jahr).

Für den Ackerfutter- und den Grünlandbetrieb ergibt sich bei einer Steigerung von 140 l ECM/Kuh/Jahr eine mögliche Reduktion des CO₂-Fußabdruckes von 15 g CO₂eq/kg ECM; eine Steigerung um 500 l ECM/Kuh/Jahr entspricht 51 g CO₂eq/kg ECM.

Neben der Steigerung der Milchleistung können bessere Silagequalitäten zu einem geringeren Methanausstoß beitragen. Je besser die Silagequalität, desto besser die Verdaulichkeit und umso geringer der Methanausstoß je Kuh. Für den Ackerfutterbetrieb verringern sich die Emissionen durch den Einsatz besserer Silagequalitäten um 306 kg CO₂eq/Kuh*Jahr und für den Grünlandbetrieb um 335 kg CO₂eq/Kuh*Jahr.

Bezogen auf den CO₂-Fußabdruck je kg ECM des Ackerfutterbaubetriebs ergibt sich so ein Reduktionspotenzial bei dem Einsatz besserer Silagequalitäten von 33 g CO₂eq/kg ECM. Analog liegt das Reduktionspotenzial für den Grünlandbetrieb 33 g CO₂eq/kg ECM.

Zusammengefasst werden die Ergebnisse zum Reduktionspotenzial im Bereich der Fütterung bezogen auf den CO₂-Fußabdruck in der Abbildung 55 und Abbildung 56.

Daneben hat der Betrieb über die Remontierung einen erheblichen Einfluss auf die CO₂ Belastung in der Milchproduktion. Ziel ist, die Remontierung durch eine Minderung frühzeitiger Tierabgänge zu vermeiden. Die Gründe für Abgänge sind dabei vielfältig, wie Tabelle 26 zu entnehmen ist.

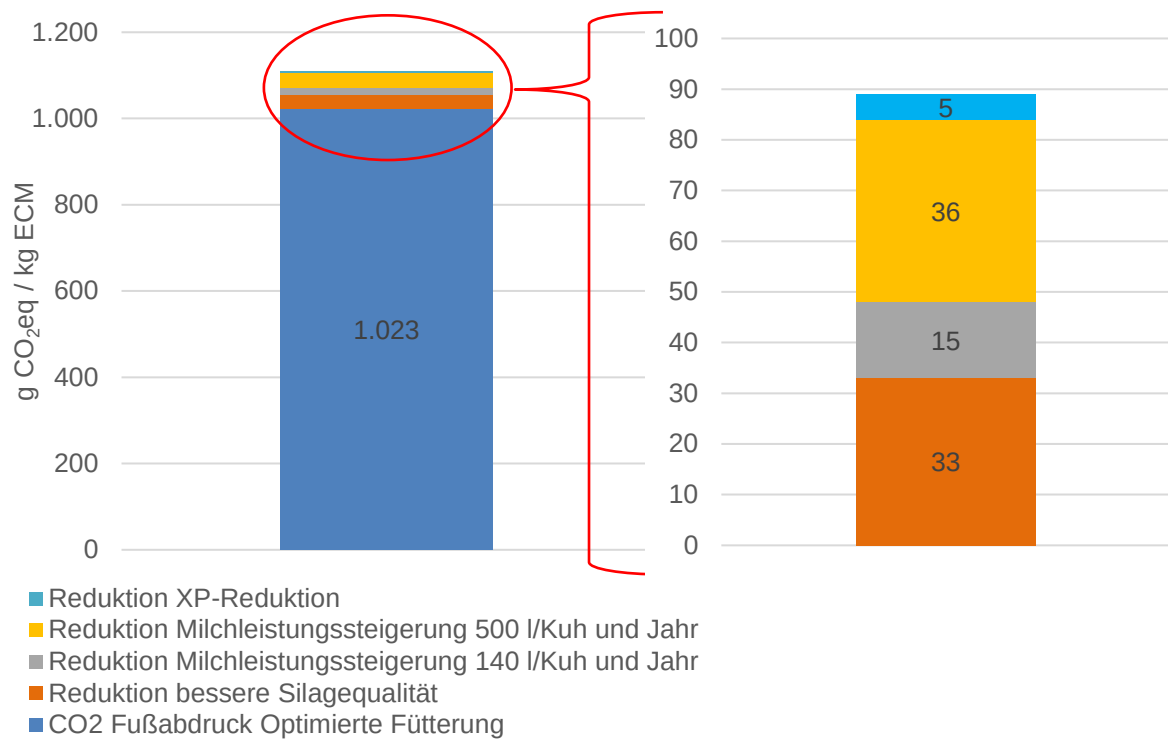


Abbildung 55: Reduktionspotenziale im Bereich Fütterung für den Grünlandbetrieb

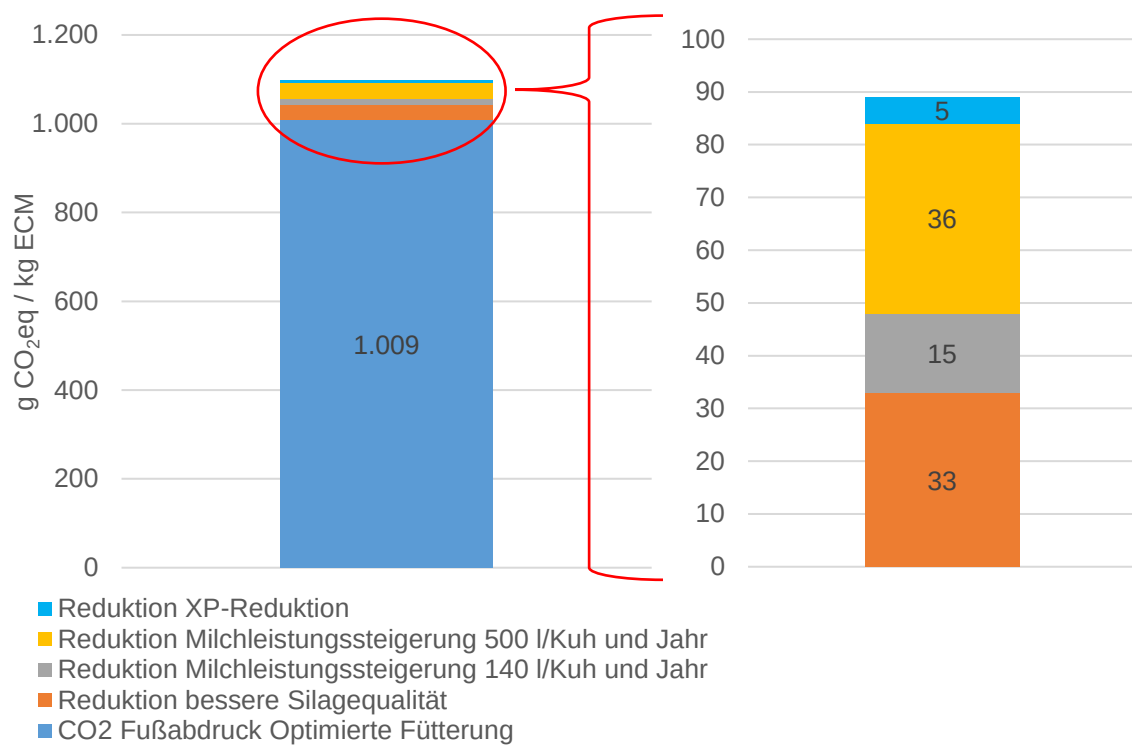


Abbildung 56: Reduktionspotenziale im Bereich Fütterung für den Ackerfutterbetrieb

Tabelle 26: Abgänge und Abgangsursachen (LKV 2021)

Abgangsursache	1990	1995	2000	2021
	in %			
Unfruchtbarkeit	34,8	31,3	25,7	20,9
Euterkrankheiten	15,1	15,9	14,6	12,7
Klauen und Gliedmaßen	4,1	6,9	6,7	12,3
Sonstige Krankheiten	1,5	3,4	3,3	7,8
Geringe Leistung	7,8	5,5	5,2	4,9
Zur Zucht	8,0	7,8	13,8	13,9
Alter	2,0	2,3	1,9	3,0
Melkbarkeit	1,2	0,8	1,1	1,6
Stoffwechselerkrankungen	/	/	/	2,8
Sonstige Ursachen	25,6	26,0	27,8	19,9
Abgänge in % von Kopfzahl*	25,6	25,1	29,7	31,8

*Abgänge zur Zucht sind hier nicht berücksichtigt

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Zahlen lassen sich Unfruchtbarkeit, Euterkrankheiten sowie Klauen- und Gliedmaßenkrankungen mit insgesamt knapp 46 % als die Hauptgründe für die Remontierung von Milchkühen in Deutschland identifizieren. Die Unfruchtbarkeit stellt mit einem Anteil von 20,9 % die wichtigste Abgangsursache dar. Seit 1990 ist hier ein deutlicher Rückgang zu beobachten. Im Falle von Euterkrankheiten ist der Rückgang weniger deutlich erkennbar. Des Weiteren ist ein stetiger Anstieg der Abgangsursachen „Klauen und Gliedmaßen“ zu verzeichnen. Außerdem ist der Bereich „Sonstige Ursachen“ von Relevanz, da bei jeder fünften abgehenden Kuh der Grund nicht bekannt ist. Es ist zu berücksichtigen, dass die Zahlen von Jahr zu Jahr relativ starken Schwankungen unterliegen.

Das Reduktionspotenzial, welches sich durch eine Verringerung der Remontierung ergibt, ist für den Grünland- und den Ackerfutterbetrieb identisch. Die Höhe des Potenzials ist dabei in großem Maße von der Höhe der Emissionen der Rinderaufzucht abhängig. Das Reduktionspotenzial durch die Reduzierung der Remontierungsquote von 32 auf 24 % beträgt 13,66 kg CO₂eq/kg Lebendmasse bzw. 629 kg CO₂eq pro Tier und Jahr (Abbildung 57).

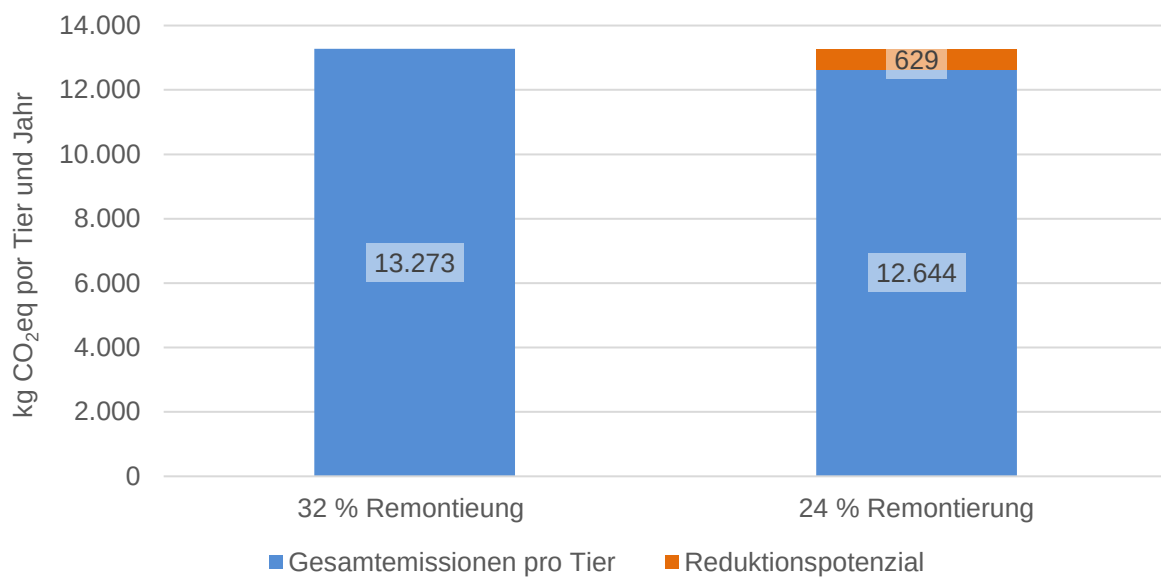


Abbildung 57: Reduktionspotenzial der Milcherzeugung im Bereich Remontierung

Für die Beispielbetriebe ergibt sich durch die verbesserte Remontierung insgesamt ein produktbezogenes Reduktionspotenzial für den CO₂-Fußabdruck von 46 g CO₂eq/kg ECM. Der Emissionsreduzierung (629 kg CO₂eq/Tier und Jahr) stehen sinkende Gutschriften für die Schlachtrinder (162 kg CO₂eq/Tier und Jahr) gegenüber, da bei einer geringeren Remontierung weniger Tiere geschlachtet werden. Unter Berücksichtigung der Milchleistung (10.000 kg ECM) ergibt sich letztlich das o.a. Reduktionspotenzial von 46 g CO₂eq/kg ECM.

Weitere Reduktionspotenziale liegen im Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung bzw. -verwertung sowie im Energieeinsatz. Entscheidend für die Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung und -verwertung ist zunächst die Art der Lagerung von Mist und Gülle. Erhebliches Potenzial liegt für die Beispielbetriebe auch in der Verwertung bzw. Vergärung von Mist und Gülle in einer Biogasanlage. Durch die systembedingte gasdichte Lagerung in einer Biogasanlage können keine Treibhausgase entweichen.

Für die Beispielbetriebe werden 2 Varianten betrachtet. In Variante 1 wird der Mist zu 100 % in einer Biogasanlage genutzt, die Gülle jedoch nicht. In Variante 2 werden Mist und Gülle jeweils zu 100 % in einer Biogasanlage verwertet. Das sich ergebende Reduktionspotenzial für die gesamtbetrieblichen THG-Emissionen ist in Abbildung 58 dargestellt, das Reduktionspotenzial für die THG-Emissionen pro Tier und Jahr der Abbildung 59. Vergleicht man die Werte für den Ackerfutter- und den Grünlandbetrieb fällt auf, dass das Reduktionspotenzial für den Ackerfutterbetrieb etwas größer ist. Dies ergibt sich aus dem etwas größeren Anfall von Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung.

Durch die beschriebene Abgrenzung zu anderen Betriebszweigen wird das energetische Potenzial der Verwertung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage nicht dem Betriebszweig Milchproduktion gutgeschrieben. Dennoch zeigt sich das große Reduktionspotenzial bei der Biogaserzeugung. Des Weiteren können zumindest die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung nahezu vollständig reduziert werden; es verbleibt nur ein geringer Anteil, der unmittelbar im Stall freigesetzt wird.

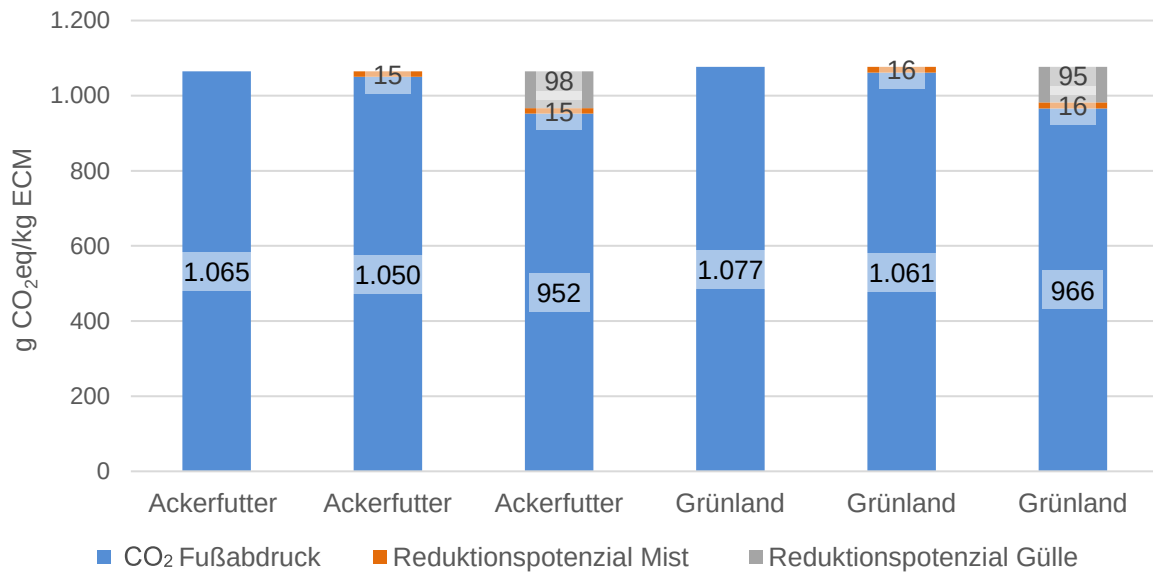


Abbildung 58: CO₂-Fußabdruck für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb bei Verwertung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage

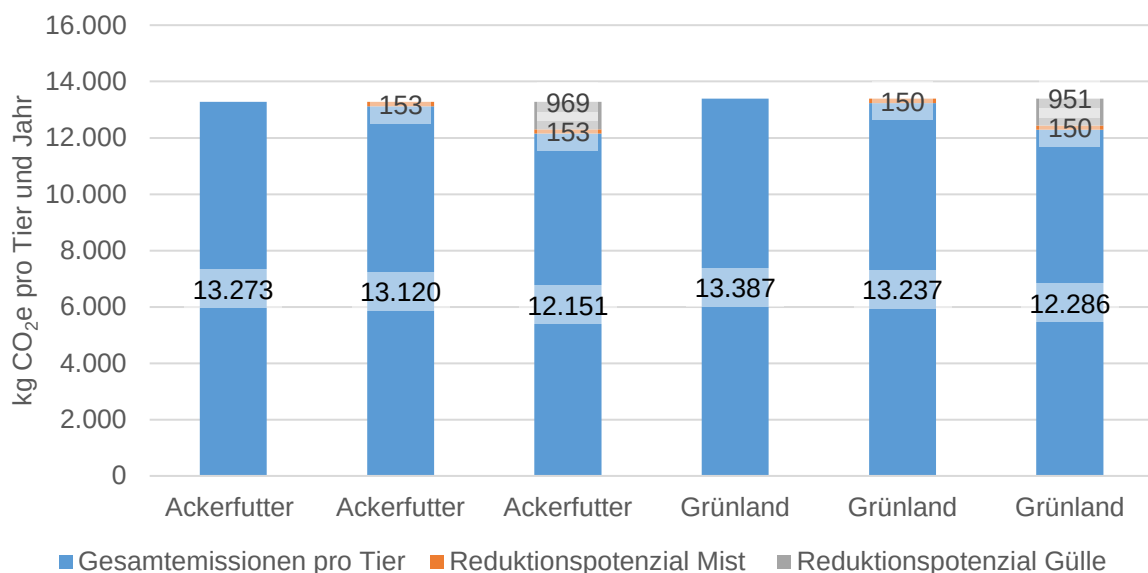


Abbildung 59: Reduktionspotenzial für Ackerfutter- und Grünlandbetrieb je Tier und Jahr bei Verwertung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage

Eine weitere Möglichkeit, die Treibhausgasemissionen im Milchviehbereich zu reduzieren, ist im Energieeinsatz zu sehen. Allerdings ist angesichts der geringen THG-Emissionen aus dem Energieeinsatz (siehe Abbildung 54) das Reduktionspotenzial sehr überschaubar.

Zur quantitativen Abschätzung des Reduktionspotenzial in diesem Bereich wurden wiederum zwei Varianten betrachtet. In Variante 1 werden 100 % Biodiesel eingesetzt, der Strom stammt jedoch nicht aus erneuerbaren Energien. In der Variante 2 werden 100 % Biodiesel und 100 % Strom aus erneuerbaren Energien eingesetzt. Durch diese Maßnahmen wird die CO₂-Bilanz in Variante 1 um 7 g CO₂eq/kg ECM gesenkt, in Variante 2 um weitere 16 g CO₂eq/kg ECM. Insgesamt läge die Reduktion damit bei 23 g

CO₂eq/kg ECM. Pro Tier und Jahr entspricht die Reduktion 163 kg CO₂eq. Eine vollständige Einsparung der Emissionen im Bereich des Energieeinsatzes ist nicht möglich, da auch die Herstellung der Maschinen und Geräte zur Milchgewinnung berücksichtigt werden muss.

Die Verbesserungspotenziale der Treibhausgasbilanz anhand der untersuchten Maßnahmen sind produktbezogen in Tabelle 27 sowie pro Tier bzw. im Gesamtbetrieb in Tabelle 28 dargestellt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das größte Einsparpotenzial sowohl für den CO₂-Fußabdruck der Milch als auch für die absoluten Emissionen pro Tier und Jahr im Bereich der Wirtschaftsdüngergelagerung und der Verwertung in einer Biogasanlage erreicht werden kann. Ebenfalls großes Einsparpotential für den CO₂-Fußabdruck ergibt sich im Bereich der Fütterung sowie der Remontierung. Das Potenzial für Einsparungen Energieeinsatz ist eher gering.

In Bezug zu den absoluten Emissionen pro Tier und Jahr zeigt sich, dass das Einsparpotenzial im Bereich Remontierung größer ist als im Bereich der Fütterung. Weitere mögliche Ansätze zur Reduktion im Bereich der Fütterung durch Futtermittelzusatzstoffe wurden aufgrund fehlender wissenschaftlicher Standardisierung für Deutschland in dieser Arbeit nicht quantifiziert. Für Deutschland sind derzeit mehrere Forschungsvorhaben in der Umsetzung.

In der Summe wird deutlich, dass bei der Milchproduktion unterschiedliche Möglichkeiten zur Reduktion der THG-Emissionen bestehen. Die quantifizierten Einsparpotenziale basieren dabei auf theoretischen Szenarien und sind modellhaft, teils vereinfachend abgeleitet worden.

Tabelle 27: Reduktionspotenziale für den CO₂-Fußabdruck einzelner Maßnahmen im Ackerfutter- und Grünlandbetrieb

CO ₂ -Einsparmaßnahme	Ackerfutter*	Grünland*
Fütterung	g CO ₂ eq/kg ECM	
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt	1.096	1.110
Verbesserung der Silagequalität	-31	-33
Steigerung der Grundfutterleistung um +140l pro Kuh und Jahr	-15	-15
Steigerung der Grundfutterleistung um +500l pro Kuh und Jahr	-36	-36
Milchleistungssteigerung insgesamt	-51	-51
XP-Reduzierung in der Ration	-5	-3
Fütterung: Einsparmöglichkeiten insgesamt	-87	-87
Remontierung		
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt	1.065	1.077
Reduktion der Remontierung auf 24 %	-46	-46
Wirtschaftsdüngerlagerung		
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt	1.065	1.077
Mist in Biogasanlage verwerten	-15	-16
Gülle in Biogasanlage verwerten	-98	-95
Wirtschaftsdüngerlagerung insgesamt	-113	-111
Energie		
100 % erneuerbare Energien Strom	-16	-16
100 % erneuerbarer Diesel	-7	-7
Energie insgesamt	-23	-23

* modelliert mit mittleren Silagequalitäten als Ausgangsbasis

Tabelle 28: CO₂-Reduktionspotenziale für die Gesamtemissionen pro Tier und Jahr einzelner Maßnahmen im Ackerfutter- und Grünlandbetrieb

CO ₂ -Einsparmaßnahme	Ackerfutter*	Grünland*
Fütterung:	kg CO ₂ eq/ Kuh	
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt	13.579	13.722
Verbesserung der Silagequalität	-306	-346
Steigerung der Grundfutterleistung um +140l/Kuh und Jahr	+3	+3
Steigerung der Grundfutterleistung um +500l/Kuh und Jahr	+7	+8
Milchleistungssteigerung insgesamt	+10	+11
XP-Reduzierung in der Ration	-59	-30
insgesamt	-355	-354
Remontierung:		
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt mit verbesserter Silagequalität	13.273	13.387
Reduktion der Remontierung auf 24 %	-629	-628
Wirtschaftsdüngerlagerung:		
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt mit verbesserter Silagequalität	13.273	13.387
Mist in Biogasanlage verwerten	-153	-150
Gülle in Biogasanlage verwerten	-969	-951
insgesamt	-1.122	-1.101
Energie:		
CO ₂ -Fußabdruck Ausgangspunkt mit verbesserter Silagequalität	13.273	13.387
100 % erneuerbare Energien Strom	-75	-75
100 % erneuerbarer Diesel	-163	-163
insgesamt	-238	-238

* modelliert mit mittleren Silagequalitäten als Ausgangsbasis

4.4 Treibhausgaseffizienz Schweinemast

Zur Berechnung einer Klimabilanz für die Schweinemast ist eine klare Abgrenzung der einzelnen Produktionsabschnitte notwendig. Der Produktionszweig Schweinemast beginnt mit dem Einstellen der Ferkel mit 25 kg Lebendmasse und endet mit dem Ausstallen der schlachtreifen Mastschweine. Die CO₂-Last, die jedes eingestellte Ferkel mitbringt, wird mit einem Standardwert nach KTBL Parameterdatenbank berücksichtigt.

Zur Berechnung der THG-Bilanz während der Mast werden zahlreiche betriebsindividuelle Daten zu Tierbestand und Leistung, Haltung und Wirtschaftsdüngerlagerung, Fütterung, Energie und darüber hinaus auch produktionstechnische Kennzahlen benötigt. Die Erfassung der Klimabilanz in der Schweinemast ist grundsätzlich auf einen durchgängigen 12 Monatszeitraum ausgelegt. Dieser Zeitraum kann sowohl als Wirtschaftsjahr vom 01. Juli bis 30. Juni, als auch als Kalenderjahr angelegt sein.

Die in Tabelle 29 dargestellten Daten sind erforderlich, um alle mit den Tierzu- und -abgängen verbundenen THG-Emissionen zu berücksichtigen. Die Daten können aus der HI-Tier-Datenbank (Herkunft- und Informationssystem für Tiere), aus der Buchführung des Betriebs oder aus betriebsindividuellen Auswertungen entnommen werden. Die Tierzugänge verursachen den zweitgrößten Teil der THG-Emissionen pro kg Schlachtgewicht (Abbildung 60) und sind demnach von großer Bedeutung.

Tabelle 29: Tierbestand und Leistung der Treibhausgaseffizienz Schweinemast

Tierbestand und Leistung	Einheit
Anfangsbestand Tiere	Anzahl
Gewicht im Anfangsbestand	kg/Tier
eingestellte Tiere im Auswertungszeitraum	Anzahl
Gewicht der eingestellten Tiere	kg/Tier
verkaufte Tiere	Anzahl
Lebendgewicht der verkauften Tiere	kg/Tier
Ausschlachtungsgrad	%
Endbestand Tiere	Anzahl
Gewicht im Endbestand	kg/Tier
Gewicht der Verlusttiere	kg/Tier

Die in Tabelle 30 dargestellten Informationen zur Mastschweinehaltung und zur Wirtschaftsdüngerlagerung werden zum einen zur Erfassung der CO₂-Emissionen, die durch Ausscheidung und Verdauung entstehen, zum anderen für die Emissionsgutschriften für Dünger und Humus benötigt.

Tabelle 30: Haltung und Wirtschaftsdüngerlagerung in der Schweinemast

Haltung und Wirtschaftsdüngerlagerung	Einheit
Art der Stallhaltung	
Einstreuverbrauch	kg FM
Weidehaltungsdauer	Stunden pro Tier und Jahr
Art des Wirtschaftsdüngerlagers	
davon direkt in die Biogasanlage	%

Der Bereich der Fütterung ist von wesentlicher Bedeutung. Das Futter ist für den größten Anteil der THG-Emissionen pro kg Schlachtgewicht verantwortlich. Die Futtermittel müssen für den betrachteten Zeitraum qualitativ (nach Einzelkomponenten) und quantitativ (nach den eingesetzten Mengen und zugehörigen TS-Gehalten) betrachtet werden. Für alle Rationen und deren Komponenten wird eine offene und umfängliche Deklaration benötigt, um den individuellen CO₂-Fußabdruck dieser Futtermittel berechnen zu können. Mit Hilfe dieser Daten kann dann bestimmt werden, ob die Mastschweine stark N-/P-reduziert oder sogar sehr stark N-/P-reduziert gefüttert werden.

Die CO₂-Last, die durch Maschinen und Energieeinsatz mitgebracht werden, ist sehr gering (Abbildung 60). Zur Ermittlung werden die in Tabelle 31 aufgeführten Eingangsdaten benötigt.

Tabelle 31: Energieeinsatz in der Schweinemast

Energie	Einheit
Stromverbrauch	kWh
Anteil erneuerbarer Energien	%
Brennstoffverbrauch für Wärme	kWh
Anteil erneuerbarer Energien	%
Dieserverbrauch für Futtervorlage	l
Anteil Biodiesel	%

Tabelle 32: Produktionstechnische Kennzahlen in der Schweinemast

Produktionstechnische Kennzahlen	Einheit
Tageszunahmen	g
Mastdauer	d
Tierplätze	Anzahl
Fütterungsverfahren	
Durchgänge	Anzahl
Zuwachs	kg
Futternorm	
Lüftungsverfahren	
Luftwäscher	
Ebermäster	

Die produktionstechnischen Kennzahlen in Tabelle 32 erlauben Rückschlüsse auf das Mastverfahren. Ebenso können die Betriebe untereinander verglichen, Aussagen zu betriebsindividuellen Verbesserungsmöglichkeiten getroffen und die Ergebnisse der Treibhausbilanz genauer interpretiert werden.

In der Schweinemast existieren zahlreiche Haltungskonzepte, Fütterungssysteme, genetische Herkünfte und Vermarktungswege. Im Folgenden werden vier Szenarien beschrieben, denen verbreitete und grundsätzlich repräsentative Mastsysteme zugrunde liegen. Für alle Szenarien wird angenommen, dass die Schweine nach Haltungsstufe 2 gehalten werden und die Betriebe an der Initiative Tierwohl teilnehmen. Die Haltungsstufen 3 und 4 werden nicht näher beschrieben, da diesbezüglich noch keine geeignete Datengrundlage vorhanden ist.

4.4.1 Der „Standardbetrieb“ in der Schweinemast

Bei dem Beispielbetrieb in Abbildung 60 handelt es sich um einen landwirtschaftlichen Betrieb mit Schweinemast und Ackerbau. Dieser hat 1.011 konventionelle Mastplätze und im betrachteten 12-Monatszeitraum 3.040 Mastschweine verkauft. Der Betrieb mästet Sauen und Kastrate. Die Schweine haben Tageszunahmen von 874 g und eine Futterverwertung von 1:2,88. Die Fütterung ist N-/P-reduziert und die Futtervorlage erfolgt trocken. Der Betrieb füttert Alleinfutter mit hohen Getreideanteilen und Sojaschrot. Bei der Genetik der Schweine handelt es sich um eine Danzucht-Sau und einen PIC408-Eber.

In Abbildung 60 ist die Zusammensetzung des CO₂-Fußabdrucks pro kg Schlachtgewicht nach BEK für einen bilanzierten Schweinemastbetrieb dargestellt. Die Gesamtemissionen in g CO₂eq/kg Schlachtgewicht berechnen sich aus den Emissionen der Tierzugänge, des Futters und der Einstreu, des Energieverbrauchs und der Maschinennutzung und der Ausscheidung und Verdauung der Mastschweine abzüglich der Gutschrift für Dünger und Humus.

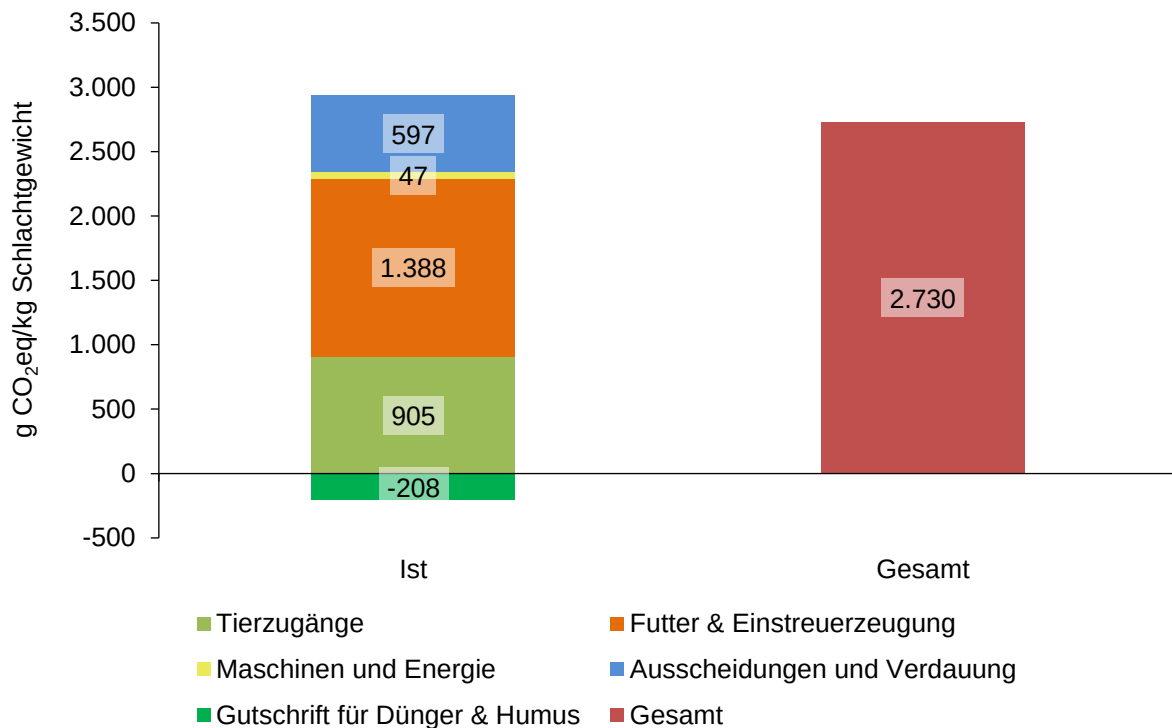


Abbildung 60: Standard-Beispielbetrieb in der Schweinemast nach BEK

4.4.2 Der Ebermastbetrieb

Der landwirtschaftliche Betrieb in Abbildung 61 betreibt Ackerbau und Schweinemast. Mit seinen 2.300 Plätzen hat der Betrieb im betrachteten 12-Monatszeitraum 6.893 Mastschweine vermarktet. Er mästet Sauen und Eber, wobei die Eber mit Improvac® behandelt werden. Die Improvac®-Injektion ist eine Alternative zur chirurgischen Kastration. Die verabreichten Antikörper bewirken eine immunologische Unterdrückung der Hodenfunktion. Dadurch werden Ebergeruch, Aufspringen und Rankämpfe reduziert. Die Schweine haben Tageszunahmen von 838 g und eine Futterverwertung von 1:2,59. Das Fütterungsverfahren ist sehr stark N-/P-reduziert und die Futtervorlage erfolgt trocken. Die Mastschweine werden mit Alleinfutter gefüttert. Die Alleinfuttermittel bestehen zum größten Teil aus Getreide, es werden auch Sojaschrot und Palmkernprodukte eingesetzt. Bei der Genetik der Schweine handelt es sich um eine Danzucht-Sau und einen PIC408-Eber.

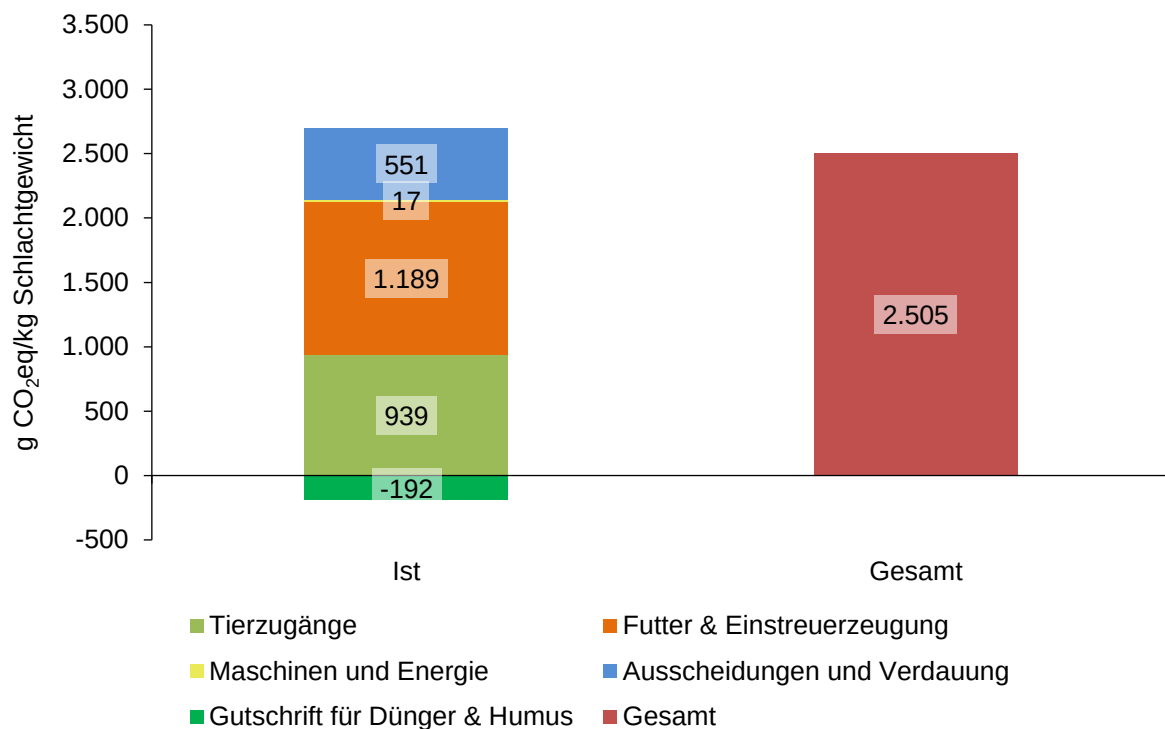


Abbildung 61: Beispielbetrieb Ebermast nach BEK

4.4.3 Der Duroc-Mastbetrieb

Bei dem in Abbildung 62 dargestellten Beispielbetrieb handelt es sich um einen landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung, Schweinemast und Ackerbau. Der Betrieb hat 665 Plätze und es wurden im betrachteten 12-Monatszeitraum 2.067 Tiere mit einer Futterverwertung von 1:2,96 und Tageszunahmen von 978 g verkauft. Der Betrieb mästet Sauen und Kastrate und füttert diese stark N-/P-reduziert. Die Futtervorlage erfolgt flüssig mit Alleinfuttermitteln. Die Alleinfuttermittel setzten sich zum größten Teil aus Getreide zusammen. Auch Sojaschrot und Palmkernkuchen sind Futterbestandteile. Bei der Genetik der Schweine handelt es sich um eine Danzucht-Sau und einen dänischen Duroc-Eber.

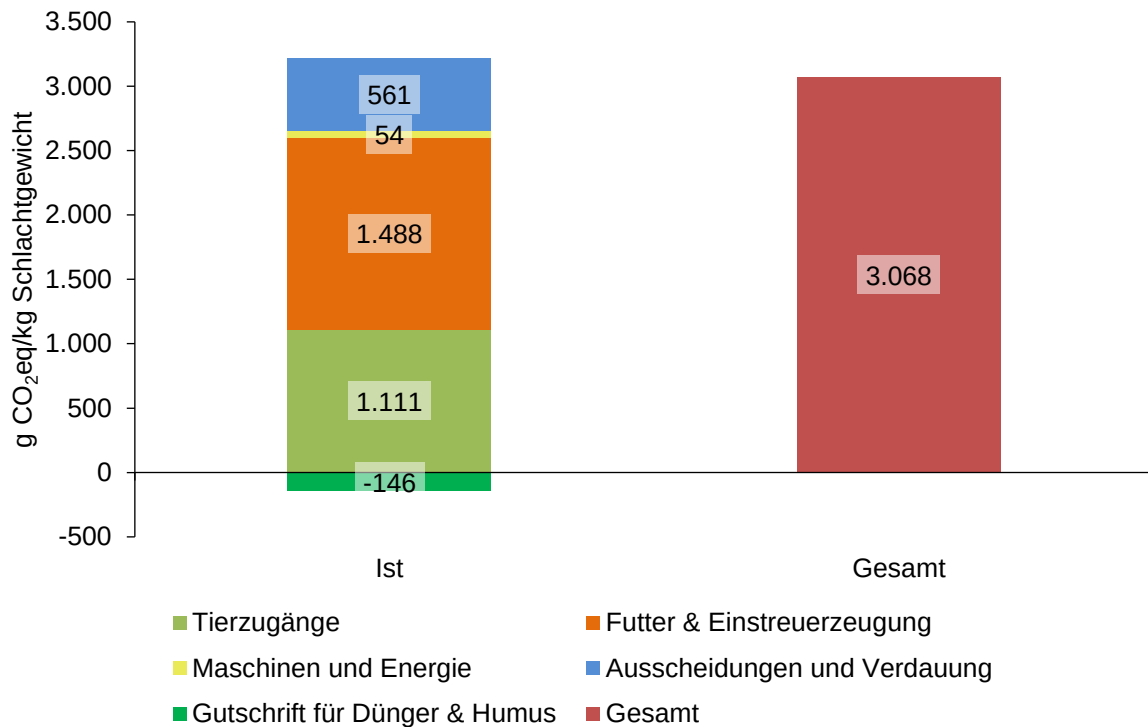


Abbildung 62: Beispielbetrieb Duroc-Mastbetrieb nach BEK

4.4.4 Schweinemast mit Nebenprodukten in der Fütterung

Der in Abbildung 63 dargestellte Betrieb betreibt Ackerbau und Schweinemast. Mit 10.861 Mastplätzen hat der Betrieb im betrachteten 12-Monatszeitraum 30.971 Mastschweine vermarktet. Der Betrieb mäset Sauen und Eber und füttert diese sehr stark N-/P-reduziert. Die Tiere haben Tageszunahmen von 949 g und eine Futterverwertung von 1:2,58. Die Futtervorlage erfolgt flüssig, da der Betrieb zahlreiche Nebenprodukte einsetzt. Neben Getreide werden Maiskomponenten, Brot, Nebenprodukte der Kartoffelverarbeitung, Dickschlempe (Nebenprodukte der Brennerreien), Erbseneiweiß, Haferkleie und Hamino Spezial (flüssige Weizenstärke) eingesetzt. Komplettiert wird das Futter mit Soja und Mineralfutter oder Ergänzzern. Bei der Genetik der Schweine handelt es sich um eine BHZP-Sau und einen PIC408-Eber.

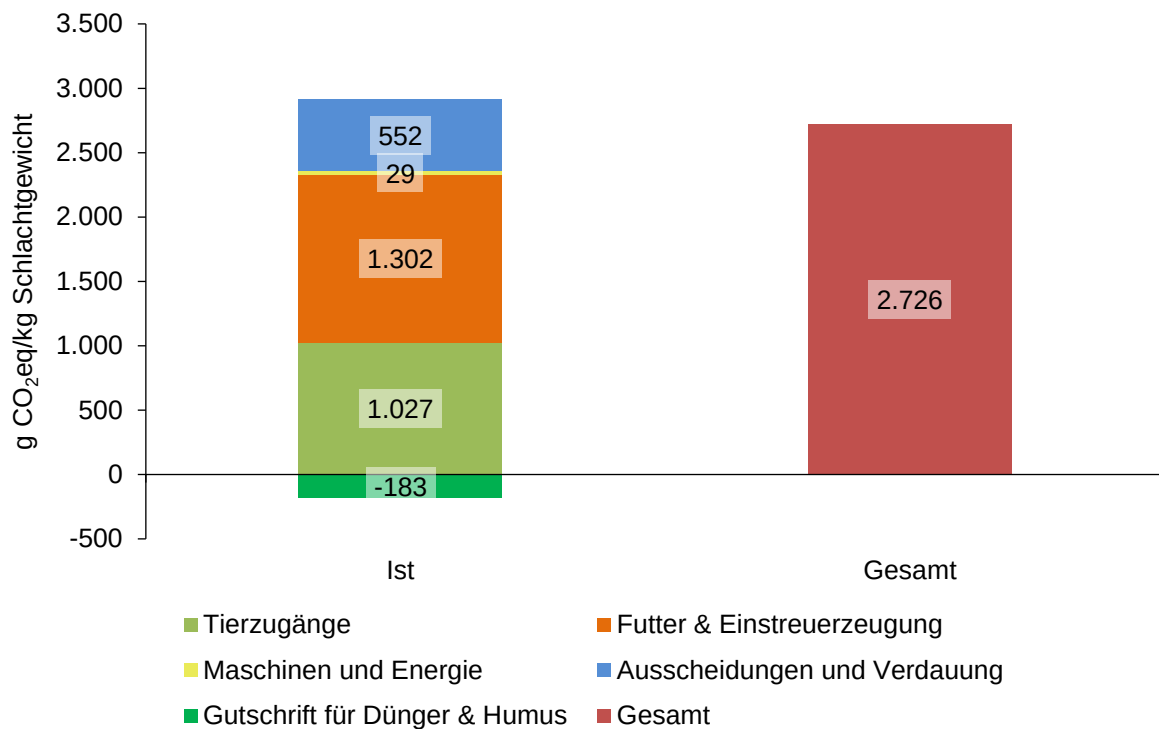


Abbildung 63: Beispielbetrieb Schweinemast mit Einsatz von Nebenprodukten nach BEK

4.4.5 Abschätzung der wesentlichen Einflussfaktoren in der Schweinemast

Um das Verbesserungspotential des Standardbetriebes zu quantifizieren, müssen die produktionstechnischen Kennzahlen beurteilt werden. Demnach haben die Schweine eine Futterverwertung von 1:2,88. Die Zielfutterverwertung eines Betriebes, der Sauen und Kastrate mäset, liegt bei 1:2,75. Hier zeigt sich eine Möglichkeit der Verbesserung. Es wurde angenommen, dass sich die Futterverwertung des Betriebes auf 1:2,75 verbessern lässt, wodurch der Futterverbrauch um 4,5 % reduziert wird. In Abbildung 64 wird ersichtlich, dass diese Maßnahme zu einer Reduzierung des CO₂-Fußabdrucks von 63 g CO₂eq/kg Schlachtgewicht führt. Dies bedeutet eine Verringerung um 2,31 %. Im Gesamtbetrieb können 16 t CO₂eq eingespart werden.

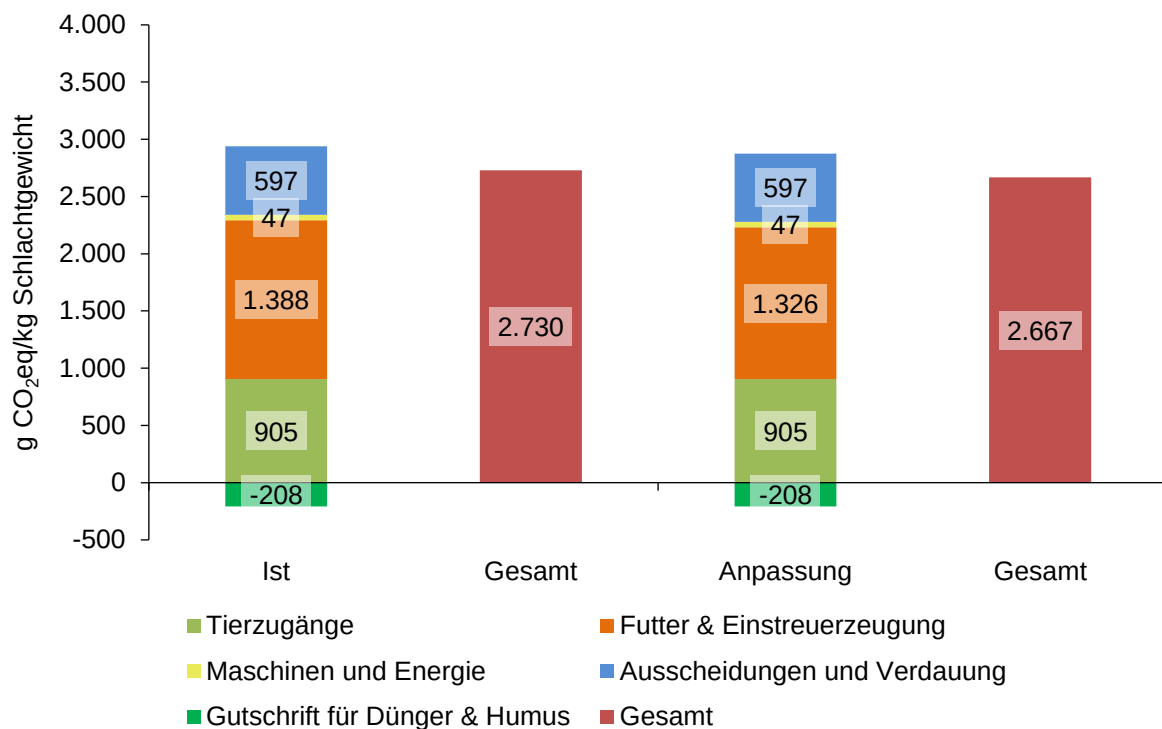


Abbildung 64: Verbesserungspotential Standardbetrieb in der Schweinemast

Der Ebermast-Betrieb zeigt bei der Betrachtung der produktionstechnischen Kennzahlen ebenfalls Verbesserungspotenziale auf. Durch eine intensive Beratung und Betreuung könnten die Tierverluste des Betriebes von 2,62 % auf 0,87 %, also auf ein Drittel reduziert werden. Ebenso könnte die Futterverwertung von 1:2,59 auf 1:2,47, also um 5 % gesenkt werden. Diese Verbesserungen führen zu einer Reduktion des CO₂-Fußabdrucks von 77 g CO₂eq pro kg Schlachtgewicht. In der Summe können, wie in Abbildung 65 dargestellt, im Gesamtbetrieb 23 t CO₂eq eingespart werden. Dies bedeutet eine Verbesserung um 1,37 %.

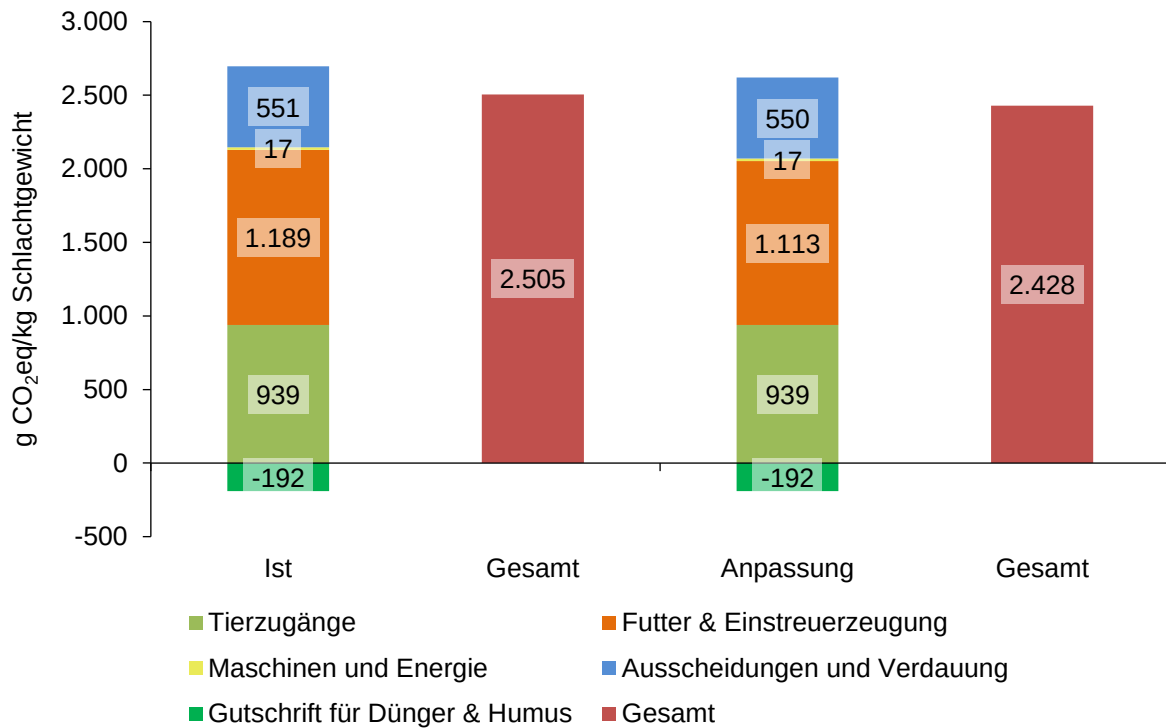


Abbildung 65: Verbesserungspotential Beispielbetrieb Ebermast

Um aufzuzeigen, welche Potentiale in der Anpassung des Futters oder des Austauschs von Futterkomponenten stecken, wurde die Futterzusammensetzung des Duroc-Mastbetriebs modifiziert. Die Komponente mit dem höchsten CO₂-Fußabdruck wurde durch eine, gemessen an den Inhaltsstoffen, sehr ähnliche andere Komponente mit einem deutlich geringeren CO₂-Fußabdruck ersetzt. Das im Durocmastbetrieb üblicherweise eingesetzte Futter enthält u.a. Palmkernkuchen. Dieser bringt, laut der Feedprint NL (2022) mit 3.719g CO₂eq/kg einen hohen CO₂-Fußabdruck mit in den Betrieb. Der Palmkernkuchen wurde im Szenario durch Rapsschrot ausgetauscht, das mit 1.161g CO₂eq/kg deutlich weniger CO₂ importiert. Zur Sicherstellung der qualitativen Vergleichbarkeit des Futters werden Palmkernkuchen und Rapsschrot im Verhältnis 3:1 ersetzt. Durch diese Maßnahme können 155 g CO₂eq/kg Schlachtgewicht eingespart werden. Auf die Gesamtemissionen des Betriebes bezogen bedeutet dies eine Einsparung von 29 t CO₂eq bzw. 5 %.

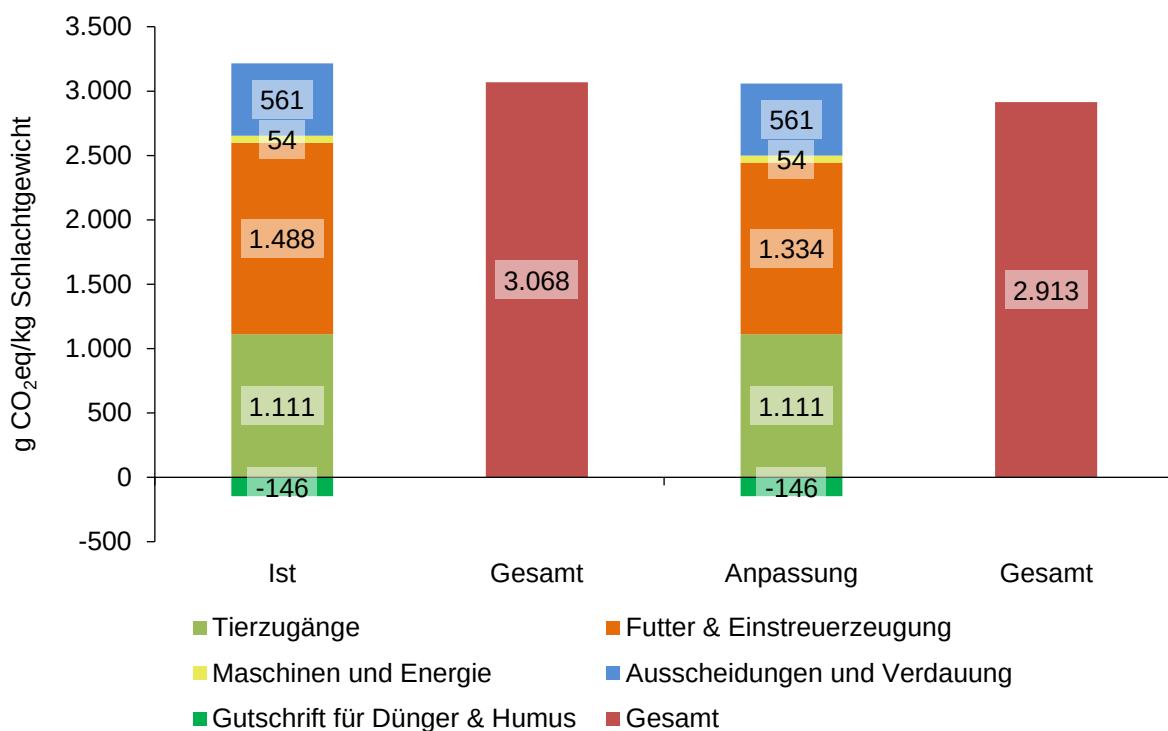


Abbildung 66: Verbesserungspotential Futterkomponenten Duroc-Betrieb

Die in der Schweinemast eingesetzten Nebenprodukte anderer und in der Regel außerlandwirtschaftlicher Produktionsverfahren lassen sich in unterschiedliche Klassen einteilen. Je näher ein Nebenprodukt an der landwirtschaftlichen Urproduktion ist, desto mehr Zahlen zum CO₂-Fußabdruck sind verfügbar. Bei Nebenprodukten aus der Lebensmittelproduktion, die teils hochverarbeitet sind, fehlen vielfach valide Datengrundlagen für die Klimabilanzierung. Daher kann die Bilanzierung der Fütterung derzeit nicht für alle Futtermittel bzw. Futtermittelkomponenten erfolgen. Der Einsatz von Nebenprodukten aus externen (i.d.R. außerlandwirtschaftlicher) Produktionszweigen ist im Hinblick auf das Ziel einer Kreislaufwirtschaft besonders wichtig. Allerdings kann hier die Klimawirkung gegenwärtig in vielen Fällen noch nicht abschließend beurteilt werden.

Die wichtigsten Einsparpotentiale bezogen auf die Treibhausgasemissionen im Schweinebereich liegen im Bereich der zugekauften Futtermittel. Hier spielen Herkunft und Herstellung eine wichtige Rolle, die von den Schweinehaltenden Betrieben jedoch nicht oder nur in geringem Umfang beeinflusst werden können. Hinzu kommt das Anpassungspotential innerhalb der Futterration, des Haltungskonzept und auch der Genetik.

4.5 Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz

Auf Basis der in den vorhergehenden Kapiteln untersuchten Szenarien können zahlreiche Maßnahmen zur Einsparung von Treibhausgasen sowohl im Bereich des Ackerbaus als auch im Bereich der Tierhaltung abgeleitet werden. Wirkungsvolle Maßnahmen, die in der Summe durchaus zu nennenswerten Treibhausgaseinsparungen führen können, sind der nachfolgenden Zusammenstellung zu entnehmen. Es gilt zu beachten, dass auch indirekte Maßnahmen, wie beispielsweise die Verbesserung des Kuhkomforts, zu Verminderungen der Treibhausgasemissionen führen können.

Festzuhalten bleibt außerdem, dass insbesondere die Einflussmöglichkeiten auf die Entstehung und die Emission von Methan nicht abschließend erforscht sind und weiter im Fokus stehen werden.

4.5.1 Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz in der Weizenproduktion

Die Treibhausgas-effizienz des Ackerbaus in Deutschland und exemplarisch des Winterweizenanbaus ist hoch. Die größten Stellschrauben liegen in einer effizienteren Düngieranwendung, dem Einsatz emissionsarmer Ausbringetechnik und der Nutzung alternativer Kraftstoffe wie Biodiesel. Die folgende Übersicht fasst im Detail die Maßnahmen zusammen, die grundsätzlich geeignet sind, die THG-Emissionen im Winterweizenanbau zu reduzieren:

- Effizienterer Wirtschaftsdüngereinsatz durch
 - teilflächenoptimierte Bewirtschaftung
 - Ansäuerung der Gülle oder Gärreste
 - den Einsatz von Strip Till-Verfahren
- Effizienterer Mineraldüngereinsatz durch
 - teilflächenoptimierte Bewirtschaftung
 - Einzelreihenschaltung der Düngerausbringung bei der Einzelkornsaat
 - Punktgenaue Düngerapplikation im Mais (z.B.: „PuDaMa“)
 - Nutzung von Mineraldüngern, die in Ländern mit hohen Umweltstandards hergestellt wurden
- Effizienterer Betriebsstoffeinsatz durch
 - Einsatz alternativer Kraftstoffe
 - Nutzung von Reifendruckregelanlagen
 - Einsatz von Direktsaatverfahren

4.5.2 Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz in der Milchproduktion

Im Bereich Milchvieh finden sich die größten Stellschrauben zur Reduzierung der THG-Emissionen in den Bereichen Fütterung, Haltung und Management, Energie und insbesondere in der Wirtschaftsdüngerverwertung.

Im Detail wurden folgende Stellschrauben und daraus resultierende Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz auf den Betrieben identifiziert:

- Erhöhung der Futtereffizienz und Flächeneffizienz durch
 - Optimierung des Rohproteingehalts in der Ration
 - tierindividuelle Fütterung durch Transponder-, automatische Fütterung oder Bildung von Leistungsgruppen
 - hohe Grundfutterleistung durch die Optimierung des eigenen Futterbaus mit dem Ziel verbesserter Grundfutterqualitäten
 - Erhöhung der Effizienz des Grobfuttereinsatzes und den Einsatz von Nebenprodukten mit geringer Nahrungsmittelkonkurrenz
 - Umstellung auf Frischgrasfütterung zur Minderung von Silageverlusten
- Mögliche Treibhausgaseinsparungen im Bereich Haltung und Management durch Verringerung der Kuhverluste (verbesserte Haltungsbedingungen und Verbesserung des Kuhkomforts) durch
 - Anschaffung eines Klauenpflegestandes
 - Anpassung des Stallklimas
 - Verbesserung von Stall- und Melkhygiene, Liegeboxen und Tränken die Bedingungen positiv beeinflussen
 - Klauenpflegelehrgänge
 - Unterstützung beim Fruchtbarkeitsmanagement
 - betriebswirtschaftliche Potentialanalysen
 - Nutzung von Herdenmanagementprogrammen

4.5.3 Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz in der Schweinemast

Für die Klimaschutzstudie wurden verschiedene Verfahren in der Mastschweinehaltung beschrieben und deren Treibhausgasbilanz berechnet. Die wichtigsten Einsparpotentiale bezogen auf die Treibhausgasemissionen im Schweinebereich befinden sich bei den zugekauften Futtermitteln. Hier spielen Herkunft und Herstellung eine wichtige Rolle, die von den Schweinehaltenden Betrieben jedoch nicht oder nur in geringem Umfang beeinflusst werden können. Es wurden folgende Stellschrauben und darauf aufbauende Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz auf den Betrieben identifiziert:

- Erhöhung der Futtereffizienz und Flächeneffizienz durch
 - Austausch von Futtermitteln mit hohem CO₂-Fußabdruck durch Komponenten mit ähnlichen Inhaltsstoffen aber geringerem CO₂-Fußabdruck
 - Verbesserung des Einsatzes von Nebenprodukten mit Hilfe einer verbesserten Datengrundlage und Fokussierung auf die Kreislaufwirtschaft
 - Reduzierung des Futterverbrauchs
 - Verbesserung der Futterverwertung
 - Steigerung des Wachstums
 - Steigerung des Fleischansatzes
 - Verbesserung der Tiergesundheit und Reduzierung von Tierverlusten

- Mögliche Treibhausgaseinsparungen im Bereich Haltung und Management
 - Verringerung der Schweineverluste (verbesserte Haltungsbedingungen und Verbesserung der Tiergesundheit)
 - Anpassung der Genetik bzw. der genetischen Ausprägung
 - Anpassung des Stallklimas
 - Anpassung des Haltungskonzeptes

4.5.4 Maßnahmen zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz bei Wirtschaftsdüngerlagerung und Energieeinsatz

Die Bereiche Wirtschaftsdüngerlagerung und Energieeinsatz betreffen sowohl den gesamten tierischen Bereich als auch – über die Treibstoffe – den Pflanzenbau. Auch hier können durch technische und bauliche Maßnahmen Emissionen auf den Betrieben verringert werden.

Eine Verbesserung des Wirtschaftsdünger-managements und der –lagerung lässt sich durch Kot-Harn-Trennung oder das Lagern der Gülle in einem Güllebehälter mit fester Abdeckung oder Folienabdeckung erzielen. Über den schnellen Einsatz von Wirtschaftsdüngern in einer Biogasanlage können weite Teile der N_2O - und CH_4 -Emissionen gemindert werden. Damit ist die Vergärung eine der effizientesten Maßnahmen zur Treibhausgas-minderung auf den Betrieben. Eine Änderung allein der Lagerbedingungen führt in der Regel nur zu einer Veränderung der anteiligen Zusammensetzung der emittierenden Treibhausgase und nicht zu einer unmittelbaren Minderung. Es ist auch deshalb durchaus positiv und wichtig, wenn zumindest Teile des anfallenden Wirtschaftsdüngers der Vergärung zugeführt werden. Zusätzlich kann die technische Separation von Gülle in flüssige und feste Bestandteile die Transportwürdigkeit in die Biogasanlage erhöhen.

Die Umstellung auf alternative Antriebsstoffe (Biodiesel) sowie eine Elektrifizierung von betrieblichen Prozessen kann den Einsatz fossiler Energien auf den Betrieben mindern und damit einen Beitrag zur Dekarbonisierung leisten. Auch die Energieeffizienz kann sich durch die Nutzung von Strom aus PV-Anlagen, die Nutzung von Wärme aus Biogasanlagen, den Wechsel zu LED-Lampen, die Nutzung von Frequenzumrichtern und eine regelmäßige Wartung der Technik deutlich erhöhen. Zusätzlich hilft es, wenn die Technik möglichst auf dem neuesten Stand gehalten wird.

4.6 Kohlenstoffopportunitätskosten

Bei der Identifizierung von Minderungsmaßnahmen sollte stets in Erwägung gezogen werden, dass eine reduzierte Produktion bei gleichbleibendem Konsum vor allem zu Produktionsverlagerungen ins europäische oder außereuropäische Ausland führen dürfte. Dies würde zwar zu einer Verbesserung der nationalen bzw. europäischen THG-Bilanz führen, jedoch keine globale Klimaschutzwirkung erzielen. Insofern sind dahingehende Fehlanreize durch Politik und Gesetzgebung unbedingt zu vermeiden. In diesem Kontext ist festzustellen, dass die produktbezogenen Klimabilanzen für in Deutschland und in Nordrhein-Westfalen produzierte Produkte im globalen Vergleich bezogen auf den Treibhausgasausstoß vielfach sehr gut abschneiden. Dieser Vergleich ist möglich über die Aufstellung der sogenannten Kohlenstoffopportunitätskosten. Die Kohlenstoffopportunitätskosten erlauben eine Folgenabschätzung von Produktionsverlagerungen und ermöglichen die Abbildung der Besonderheiten der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen im Vergleich zur weltweiten Produktion.

In der Betriebswirtschaftslehre und Makroökonomie stellen die Opportunitätskosten den entgangenen Gewinn oder Nutzen dar, der dadurch entsteht, dass ein knapper Produktionsfaktor nicht mehr anderweitig verwendet werden kann. Searchinger et al., 2018, beschreibt die Kohlenstoffopportunitätskosten und überträgt das betriebswirtschaftliche Konzept auf die Treibhausgaswirkung der landwirtschaftlichen Produktion:

Formel 7: Kohlenstoffopportunitätskosten (Searchinger et al., 2018)

$$CB = COC_s + PEM_{bfits} + CARBST_{ch} + FOS_{sav}$$

CB	Kohlenstoffnutzen der Produktion (kg CO ₂ eq pro ha und Jahr)
COC_s	Kohlenstoffopportunitätskosten
PEM_{bfits}	absoluter Nutzen (oder Kosten) von produktbezogenen Treibhausgasemissionen
$CARBST_{ch}$	zeitdiskontierter Nutzen aus der jährlichen Änderung der Kohlenstoffspeicherung in Vegetation und Böden
FOS_{sav}	gesamte Einsparung fossiler Brennstoffe

Mit der Bestimmung von PEM_{bfits} lassen sich die regionalen Ergebnisse der produktspezifischen THG-Emissionen in den Vergleich mit internationalen Produktionen einbringen.

Es wird empfohlen, die bereits vorhandene Methodik der einzelbetrieblichen Treibhausgasbilanzierung um den Aspekt der Kohlenstoffopportunitätskosten zu erweitern. Allerdings besteht in diesem Bereich noch weiterer Forschungsbedarf.

4.7 Fazit zur Verbesserung der Treibhausgaseffizienz

Aus den drei vorgestellten Bereichen Winterweizen, Milch und Schweinemast geht hervor, dass durchaus Emissionsminderungspotentiale bestehen, allerdings in deutlich unterschiedlichen Größenordnungen. In der Winterweizenproduktion sind die Einsparpotentiale eher gering, das Produktionsverfahren ist schon effizient. Die größten Stellschrauben liegen in einer Auswahl der Düngemittel, der effizienteren Düngieranwendung, dem Einsatz emissionsarmer Ausbringtechnik und der Nutzung alternativer Kraftstoffe wie Biodiesel.

Im Bereich der Milchproduktion wird deutlich, dass die größten Stellschrauben zur Reduzierung der THG-Emissionen in den Bereichen Fütterung, Haltung und Management, Energie und insbesondere in der Wirtschaftsdüngerverwertung zu sehen sind. Hier sind die Einsparpotentiale deutlich größer als in der Winterweizenproduktion, vor allen Dingen, wenn man eine Vergärung tierischer Wirtschaftsdünger in einer Biogasanlage mit in Betracht zieht.

Die Schwerpunkte zur Reduzierung der Emissionen im Bereich der Schweinemast liegen in einer Anpassung der Futterkomponenten und einer gezielten Rationsberechnung. Auch die Anpassung des Haltungskonzeptes kann durchaus zu Treibhausgaseinsparpotentialen führen.

Die Einsparung von Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wird vor allen Dingen durch eine zügige Vergärung in Biogasanlagen erreicht, kann aber auch durch bauliche Eingriffe oder eine effiziente Abdeckung verringert werden.

Grundsätzlich lassen sich die Kernaussagen in den Bereichen Schweinemast, Milchproduktion und Winterweizenanbau auch auf andere Produktionsverfahren übertragen. Die Kernaussagen vermitteln insofern einen ersten Überblick über die Stellschrauben einer effizienten Produktion, angepasst an die Standortbedingungen, sowie über Verbesserungsmöglichkeiten der Stickstoffeffizienz in der Fütterung, bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern und während der Wirtschaftsdüngerausbringung.

Neben der Adaption moderner Technik kommt insbesondere dem betriebsindividuellen Management eine besondere Bedeutung bei der Beeinflussung der THG-Effizienz zu. Hier sollte zuerst das Wissen der Betriebsleitung in Bezug auf landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen intensiviert werden. In einem weiteren Schritt steht die Begleitung der Umsetzung der einzelnen Maßnahmen auf den Betrieben im Vordergrund. Ziel muss es sein, überhaupt mit der Umsetzung der Maßnahmen auf dem Betrieb zu beginnen und dabei die für jeden landwirtschaftlichen Betrieb optimale Reihenfolge und Intensität zu finden.

5 Abschätzung der Wirkung übergreifender Trends auf die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in NRW

Die im folgenden Kapitel dargestellten übergreifenden Trends zur Tierhaltung und Pflanzenbau in NRW basieren wesentlich auf der Agrarstatistik. Hierhinein fließen sowohl langjährige Marktbeobachtungen, als auch die Zahlen aus der Agrarstrukturerhebung des Landesbetriebs Information und Technik in NRW im März 2023 (IT.NRW 2023). Damit wird sowohl die bisherige langjährige Entwicklung beschrieben, als auch ein Ausblick auf eine mögliche Fortschreibung der bisherigen Trends dargestellt und erläutert. Aus den zukünftigen Entwicklungen der Tierbestände können daran gekoppelte Treibhausgasemissionen näherungsweise abgeschätzt werden. Auch für den Pflanzenbau kann über Annahmen der Weiterentwicklung der Technik, der Anbaumethoden und nicht zuletzt über die Entwicklung der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung grob eingeschätzt werden, wie sich die damit verbundenen THG-Emissionen entwickeln. Näherungsweise Rückschlüsse auf die zukünftigen Treibhausgasemissionen werden so möglich und in den folgenden Kapiteln dargestellt.

5.1 Potentielle Entwicklung im Pflanzenbau

Die Emissionen im Bereich Pflanzenbau setzen sich aus verschiedenen Bereichen zusammen: aus den vorgelagerten Bereichen der landwirtschaftlichen Betriebe, beispielsweise der Erzeugung von Mineraldünger, aus Emissionen in Verbindung mit biologischen Prozessen im Feld und aus dem direkten Energieverbrauch durch Dieseleinsatz und Düngung. Die Herstellung der Produkte in vorgelagerten Bereichen kann durch die Landwirtschaft nur über die Nachfrage beeinflusst werden, z.B. durch den Kauf von Produkten, die besonders klimafreundlich produziert wurden. Eine generelle Nachfragereduktion ist hier nur begrenzt möglich und ist bisher auch schon aus betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten weitestgehend vollzogen worden.

Der Dieseleinsatz und die Düngung im Feld sind sehr stark kulturspezifisch. So ist beim Anbau von Nichtleguminosen eine mineralische und/oder organische Stickstoffdüngung unerlässlich. Lediglich beim Anbau von Körnerleguminosen kann auf eine Düngung verzichtet werden.

Auch die Emissionen durch biologische Prozesse im Boden unterscheiden sich zwischen den Kulturen deutlich. Hackfrüchte wie beispielsweise Zuckerrüben, Kartoffeln und auch diverse Gemüsekulturen weisen in der Regel - durch eine intensivere Bodenbearbeitung und damit verbunden eines stärkeren Humusabbaus - sowohl je Hektar als auch je produzierter Einheit höhere Emissionen auf als Getreide oder Leguminosen.

Beim Inputeinsatz und der Art der angebauten Kultur stellt sich jedoch die Frage, welche Produkte am Markt verlangt werden. Falls in Deutschland deutlich weniger Hackfrüchte und mehr Leguminosen produziert würden, könnten so zwar die CO₂eq-Emissionen der deutschen Landwirtschaft reduziert werden. Falls jedoch Konsumenten weiterhin eine abwechslungsreiche Ernährung wünschen, würde eine Verlagerung des Anbaus ins Ausland aus Sicht des Klimaschutzes global keinen Mehrwert bringen.

Bei gleichbleibendem Konsum sind Effizienzsteigerungen daher deutlich wirkungsvoller als Produktionsverlagerungen. Ziel muss also sein, mit gleicher Menge Input mehr Output zu erzeugen oder mit weniger Input die gleiche Menge Output zu produzieren.

Ertragssteigerungen im Pflanzenbau waren bei vielen Kulturen in den letzten Jahren nicht vorhanden. Allerdings kann beobachtet werden, dass weniger Betriebsmittel (vor allem Stickstoffdüngemittel und Pflanzenschutz) eingesetzt wurden. Beim Verbrauch von Diesel weist die Landwirtschaft hingegen eine sehr unelastische Nachfrage auf, da es kaum Einsparpotentiale gibt. Hier könnte der Einsatz von Biokraftstoffen eine interessante Brückentechnologie sein, bis Elektro- oder Wasserstoffantriebe großflächig auch für in der Landwirtschaft übliche Schwerarbeiten einsetzbar sind.

Die Emissionen durch biologische Prozesse werden von der Intensität der Bodenbearbeitung und Ernte sowie von der Art der angebauten Kultur beeinflusst. Hierzu zählt auch die etwaige Speicherung von Kohlenstoff durch Erntenebenprodukte und Humusaufbau. Der Aufbau von großer Biomasse einer Kultur führt im Ackerbau in der Regel zu einer vergleichsweise umfangreichen Speicherung von CO₂eq durch Erntenebenprodukte und Humusaufbau. Humusaufbau setzt jedoch immer voraus, dass ausreichende Mengen verfügbarer Stickstoff im Boden vorhanden sind. Die Düngeverordnung könnte hier durch die Stickstoff-Reduktionsziele beschränkend wirken.

Eine reduzierte Bodenbearbeitung ist bereits seit etlichen Jahren ein Thema und auf vielen Betrieben auch aus Gründen der Ökonomie bereits etabliert. Allerdings lassen sich gerade auf schwereren Standorten auch die Vorteile des Pflugeinsatzes nicht von der Hand weisen. Die seit Jahren kleiner werdenden Handlungsmöglichkeiten beim chemischen Pflanzenschutz lassen erwarten, dass der Pflug zukünftig wieder an Relevanz im Pflanzenbau gewinnen könnte.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass im Pflanzenbau aktuell und mittelfristig keine großen Veränderungen zu erwarten sind. Auch durch die Adaption technischer Innovationen werden Treibhausgase nur sehr eingeschränkt eingespart werden können. Ein gewisses Potential zur Emissionseinsparung würde bei einer Ernährungsneuorientierung der Bevölkerung hin zu mehr pflanzlichen Proteinen über Leguminosen entstehen.

5.2 Potentielle Entwicklung in der Tierhaltung in NRW

Die nachfolgenden Zahlen stammen aus einer Erhebung des Landesbetriebs Information und Technik in NRW zum Stichtag 01.03.2023.

Während 1999 auf 82 % der Höfe in NRW noch Tiere gehalten wurden trifft dies derzeit noch auf rund 70 % der Betriebe zu (Abbildung 67). Insgesamt schafften innerhalb von 24 Jahren (1999 bis 2023) ca. 15.200 Höfe die Tierhaltung ab. Am weitesten verbreitet ist der Rückgang in der Rinderhaltung. Zum Stichtag am 01.03.23 befanden sich auf etwa 50 % der Tierhaltenden Höfe Rinder. 216 der Rinderhaltenden Betriebe stiegen innerhalb der letzten drei zurückliegenden Jahre aus. Während sich die Anzahl der Milcherzeuger in diesem Zeitraum um 566 Einheiten verminderte, kamen 376 weitere Halterinnen und Halter von „anderen Kühen“ (Mutter-, Ammen- oder Mastkühe) hinzu.

Seit 2020 sind 761 Betriebe aus der Schweinehaltung ausgestiegen, die Zahl der Ferkelerzeuger sank seit 2020 um 427 Betriebe. Demgegenüber steht eine Zunahme um 290 Schaf- und Ziegenhaltungen, 341 Haltungen von Einhufern (vorwiegend Pferde) sowie um 95 Hühnerhaltungen. Es wird davon ausgegangen, dass die seit 2023 im Rahmen der neuen GAP-Reform gekoppelte Einkommensstützung für Mutterkühe, -schafe und -ziegen ein Anreiz für die Haltung dieser Tierarten darstellt.

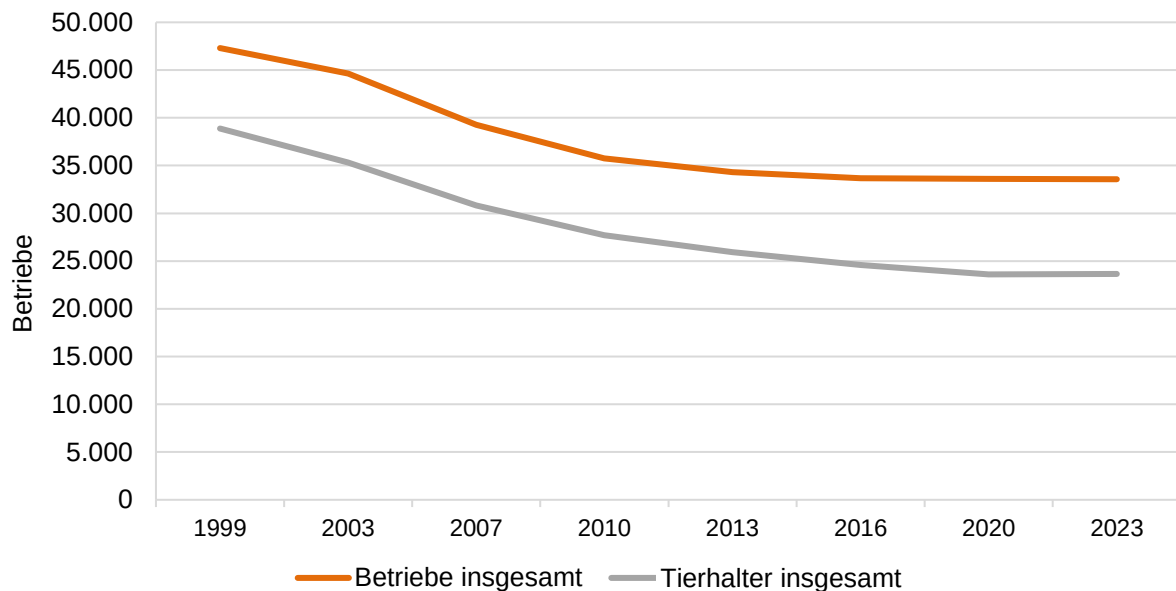


Abbildung 67: Entwicklung Tier haltender Betriebe in NRW 1999 – 2023 (IT. NRW 2023; eigene Zusammenstellungen)

5.2.1 Entwicklung der Rinder in NRW und Trend der Emissionen

Die Anzahl der Rinder haltenden Betriebe verringerte sich seit dem Jahr 2010 um 3.910 Betriebe (Abbildung 68). In den vergangenen drei Jahren ist ein Rückgang in moderatem Umfang von 216 Haltungen zu verzeichnen. Die Gesamtzahl der Rinder verringerte sich seit 2016 um rund 146.400 Tiere, allerdings ist auch hier seit 2020 mit einer Abnahme um rd. 22.300 Tieren ein mäßiger Strukturwandel festzustellen.

Von den am 01.03.2023 landesweit ermittelten 1,26 Mio. Rindern sind 176.800 Bullen mit einem Alter von mindestens einem Jahr der Rindermast zuzuordnen. Im Vergleich zu 2020 ist die Anzahl der Bullenmäster um 400 gesunken. 63 % der Mäster (5.190 Betriebe) wirtschafteten in Beständen mit jeweils weniger als 10 Mastbullen. Die Produktion erfolgt in vielen Fällen im Nebenerwerb, was unter anderem die hohe Anzahl an Betrieben mit wenigen Tieren erklärt.

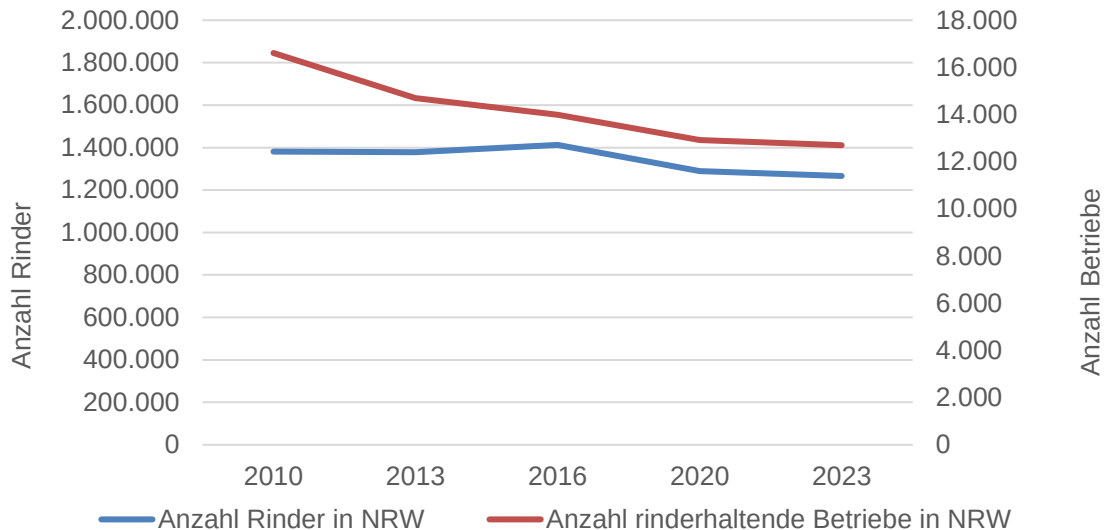


Abbildung 68: Entwicklung der Rinderbestände und Rinder haltenden Betriebe in NRW 2010 – 2023 (IT. NRW 2023; eigene Zusammenstellungen)

In 2023 verzeichnete die HIT-Datenbank 4.470 Milchkuh haltende Betriebe und 383.800 Milchkühe (Abbildung 69). Im Vergleich zu 2010 ging die Zahl der Betriebe um 45 % und die der Milchkühe um 2,2 % zurück. Seit 2020 gaben 316 „kleinere“ Milcherzeuger (< 50 Milchkühe) auf, sodass in dieser Größenklasse etwa 9.000 Milchkühe weniger gemolken wurden. Möglicherweise wechselten einige dieser Betriebe von der Milcherzeugung zur Mutter- bzw. Mastkuhhaltung, wodurch die Anzahl der haltenden Betriebe „anderer Kühe“ zunahm. In der Haltungsklasse 50 bis unter 100 Kühen verzeichnete man 2023 im Vergleich zu 2020 etwa 20 % weniger Betriebe und damit rund 23.000 weniger Milchkühe. Im Vergleich zu 2010 halbierte sich die Zahl der Betriebe in dieser Größenklasse. Spannend bleibt, wie sich die Betriebe mit heute 50 bis 100 Kühen entwickeln. Denkbar ist ein teilweiser Ausstieg bei fehlender Perspektive (z.B. keine Hofnachfolge). Bei passenden Rahmenbedingungen wäre für Milcherzeuger in dieser Größenordnung aber auch ein weiterer Wachstumsschritt zu deutlich mehr als 100 Kühen denkbar.

Zunehmend werden in der Milcherzeugung Melkroboter eingesetzt, bei denen eine Ausdehnung der Bestände in 60er Schritten systembedingt üblich ist. Es ist festzustellen, dass sich die Wachstumsschwelle in der Milchviehhaltung bei 100 und mehr Kühen eingependelt hat. Die größeren Bestände mit jeweils über 100 Milchkühen legten im Vergleich zu 2020 um 74 Betriebe zu. Demzufolge und durch die Aufstockung in den übrigen Betrieben wurden in diesen größeren Einheiten ca. 21.500 Milchkühe mehr gezählt. Dieses Plus kompensierte nahezu die Abnahme an Tieren in der Kuhklasse 50 bis unter 100 Tieren. „Größere“ Milcherzeuger (Ø 176 Kühe) machen ein Drittel aller Milcherzeuger aus und melken etwas mehr als zwei Drittel aller Milchkühe NRWs. In den letzten 13 Jahren erhöhte sich ihr Durchschnittsbestand um 32 Kühe je Erzeuger. Die Regierungsbezirke Düsseldorf (Ø 126 Kühe) und Köln (Ø 85 Kühe) verfügten über die größten Milchkuhbestände.

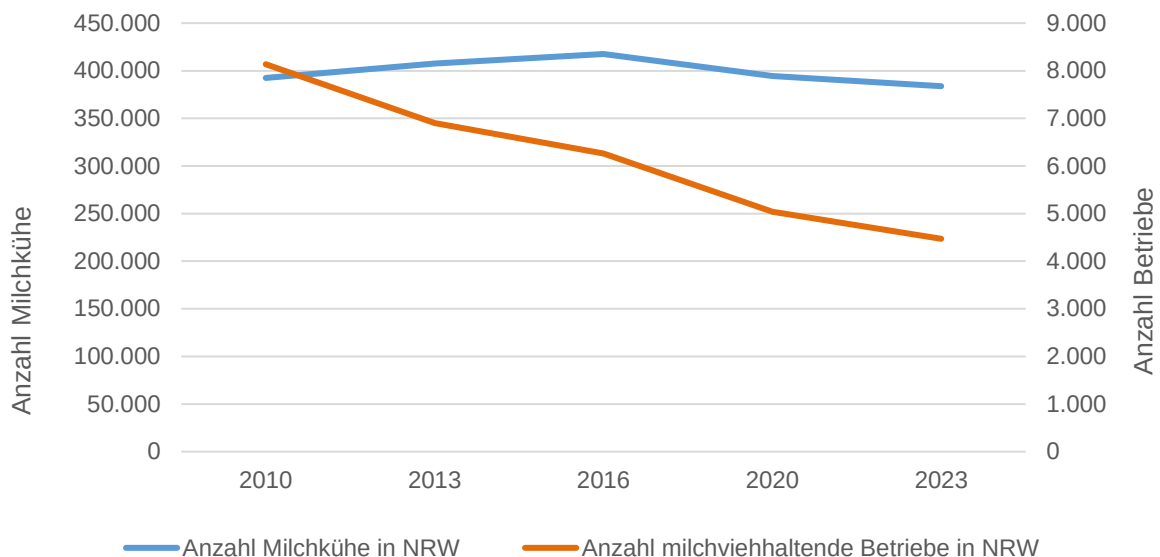


Abbildung 69: Entwicklung der Milchviehbestände und Milchvieh haltenden Betriebe in NRW 2010 - 2023 (IT. NRW 2023; eigene Zusammenstellungen)

Zukünftig wird bei den Rinderhaltenden Betrieben eine jährliche Abnahme von 2-3 % erwartet. Die Anzahl der Milchkühe dürfte ebenfalls um diesen Wert fallen. Ursachen dafür sind zum einen fehlende Hofnachfolger auf den Betrieben und zum anderen neue Anforderungen an Platz und Haltung. Das führt beispielsweise dazu, dass weniger Tiere in den vorhandenen Ställen gehalten werden können und alte Ställe, etwa mit Anbindehaltung, aufgegeben werden. Ergänzungen über neu gebaute Ställe können den Rückgang nicht kompensieren, da Neubauten aufgrund der Bauvorgaben in den Veredlungsregionen nur schwer umsetzbar sind. Insbesondere in der Milcherzeugung sind fehlende Aushilfskräfte sowie der Fachkräftemangel zusätzlich begrenzende Faktoren. Wahrscheinlich wird der Bestand bis 2030 auf ca. 300.000 Milchkühe in NRW zurückgehen. Bei den Rindern (Mastbullen) ergibt sich wahrscheinlich ein vergleichbar abnehmender Trend.

In Bezug auf die Entwicklung der Emissionen ist zu erwarten, dass in NRW in Zukunft weniger Rinder und weniger Milchvieh gehalten werden. Allerdings wird die Milchleistung je Kuh und somit auch der Futterbedarf und damit wiederum die Methan-Emissionen, die stark leistungsabhängig sind, weiter ansteigen. Durch eine gezieltere Fütterung ergeben sich zwar begrenzt wirksame Möglichkeiten zur Reduzierung der Methanemissionen. Trotzdem ergibt sich in Summe wahrscheinlich keine Abnahme dieser Emissionen, da die eingesparten Treibhausgase aus der Abstockung der Bestände die zusätzlichen Emissionen aus der steigenden Milchleistung und der damit verbundenen erhöhten Futteraufnahme mittelfristig wahrscheinlich nicht aufwiegen werden.

5.2.2 Entwicklung der Schweine in NRW und Trend der Emissionen

In der Agrarstrukturerhebung 2023 wird unterschieden zwischen Ferkeln (bis 20 kg), Zuchtsauen und sogenannten „anderen Schweinen“ (Jungschweine ab 20 kg, Eber und ausgemerzte Zuchtsauen), die vorwiegend die Mastschweine repräsentieren. Unverändert befinden sich jeweils 92 % aller Schweine und deren Betriebe im Landesteil Westfalen. Dort liegt der Schwerpunkt im Regierungsbezirk Münster

mit einem Anteil von 62 % aller Schweine in NRW. Von 2010 bis 2023 sind jährlich Ø etwa 280 Schweine haltende Betriebe aus der Produktion ausgestiegen. Allerdings verlangsamt sich zur Zeit der Rückgang der Schweine haltenden Betriebe. Von 2010 bis 2016 haben noch Ø 314 Schweine haltenden Betriebe pro Jahr die Schweinehaltung aufgegeben, dagegen pendelte sich die Zahl der Aussteiger von 2016 bis 2023 auf jährlich Ø rund 255 Betriebe ein. In 2023 wurden Ø 967 Schweine gehalten, dagegen waren es in 2010 lediglich Ø 648 Schweine. Somit werden die vorhandenen Bestände aller Schweine immer größer (Abbildung 70).

Eine exakte Statistik zur Anzahl der Mastschweine haltenden Betriebe gibt es nicht, daher sind hier die „anderen Schweine“ (ab 20 kg) maßgeblich. Innerhalb der letzten drei Jahre hat sich der Bestand an diesen Schweinen um ca. 342.560 Tiere bzw. 784 Betriebe verringert. Aus der jüngsten Agrarstrukturerhebung 2023 ergaben sich daraus 688 „Mastschweine“ je Schweine haltendem Betrieb; 2010 waren die Bestände mit 430 Tieren je Betrieb merklich kleiner.

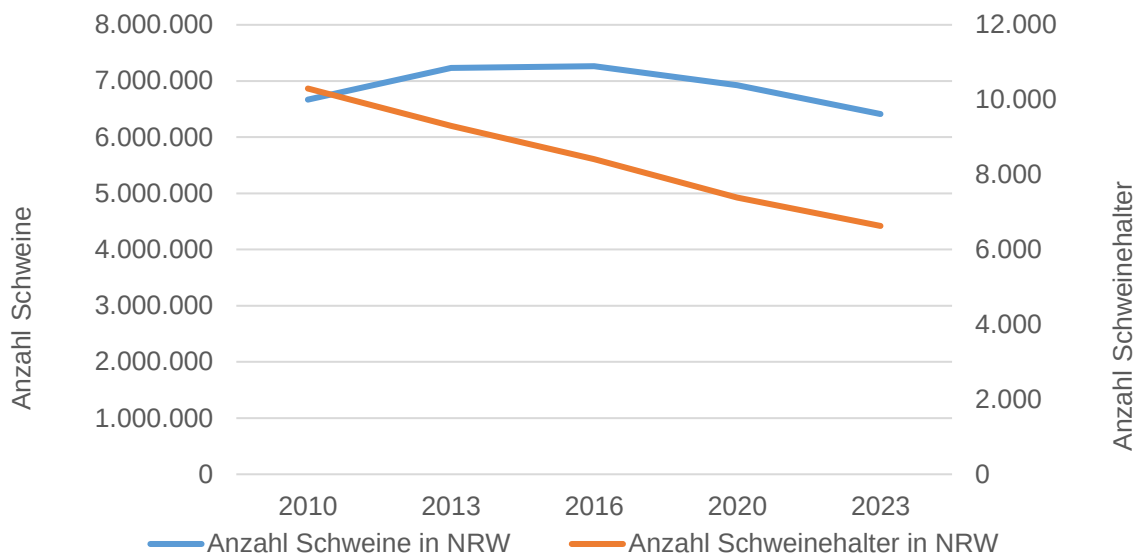


Abbildung 70: Entwicklung der Schweinebestände und Schweine haltenden Betriebe in NRW 2010 – 2023 (IT. NRW 2023; eigene Zusammenstellungen)

In 2023 ermittelte IT.NRW im Rahmen der Agrarstrukturerhebung 1.420 Sauen haltende Betriebe (-63 % im Vergleich zu 2010; Abbildung 71). In dieser Erhebung wurden auch „Kleinstbestände“ (weniger als 10 Zuchtsauen und 50 Schweine) mitgezählt. Im Zeitraum 2010 bis 2023 gaben im Schnitt jedes Jahr 184 Sauen haltende Betriebe auf. Von 2010 bis 2016 waren es mit jährlich Ø 249 Ferkelerzeugern deutlich mehr als von 2016 bis 2020 mit jährlich Ø 118 Betrieben. In den letzten drei Jahren zog die Zahl der Aussteiger mit Ø 142 Betrieben/Jahr wieder an, was gemessen an der aktuellen Betriebszahl, ein jährliches Minus von 10 % der verbleibenden Ferkelerzeuger bedeutet. Die Ferkelerzeuger halten im Schnitt 232 Sauen, in 2010 waren dagegen nur 132 Sauen. Bemerkenswert ist, dass in 2023 auf einen Betrieb Ø 984 Ferkel entfielen, in 2010 waren es 456 Ferkel. Ursächlich für diese Entwicklung ist sicherlich der größere durchschnittliche Sauenbestand pro Betrieb insbesondere aber in der Leistungssteigerung in der Anzahl verkaufter Ferkel pro Sau. Die Anzahl der jährlichen verkauften Ferkel pro Sau lag 2010 bei 23 und 2023 bei 30 Tieren.

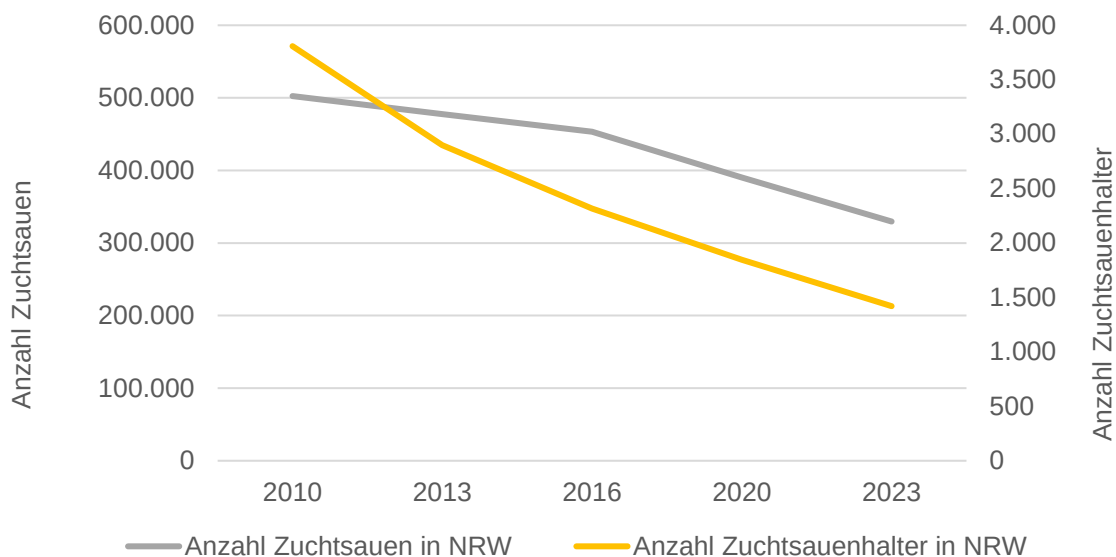


Abbildung 71: Entwicklung der Sauenbestände und Sauen haltenden Betriebe in NRW 2010 – 2023 (IT. NRW 2023; eigene Zusammenstellungen)

Der Rückgang in der Schweinehaltung wird zukünftig wahrscheinlich noch stärker ausfallen als bei den Rindern bzw. Milchkühen.

Die gesetzlichen Anforderungen an neue und bestehende Sauenställe werden dazu führen, dass mit Ende der Übergangsfristen 2029 und 2035 viele Sauen haltende Betriebe aus der Produktion aussteigen werden. Wie bei den Rindern gilt, dass Neubauten nur schwer umsetzbar sind, so dass höhere Platzvorgaben zu einer Bestandsabstockung führen werden.

Bei den Mastschweinen werden sich die Forderungen aus dem Handel und der Politik nach mehr Platz in den Ställen durchsetzen. Daraus folgt, dass auch hier die Bestände zurückgehen und durch Neubauten wahrscheinlich nicht kompensiert werden können. Höhere Leistungen pro Einzeltier ergeben sich dabei wahrscheinlich nicht, da die Forderungen nach Außenklimazugang für die Tiere und dem Einsatz von im Inland erzeugten Eiweißfuttermitteln die Leistungen wahrscheinlich nicht steigen lassen.

Zusätzlich zu den gesetzlichen Vorgaben wird die weitere Marktentwicklung entscheidend sein, ob eventuell noch deutlich mehr Sauen- bzw. Mastschweine haltende Betriebe als bislang angenommen aus der Produktion aussteigen werden. Falls sich das Preisniveau nicht an die höhere Kostenstruktur anpasst, ist ein deutlicherer Rückgang der Sauen und Mastschweinebestände in NRW vorstellbar.

Aus Sicht der Emissionen wird ein Abbau der Bestände bei gleichbleibendem Leistungsniveau der Tiere zu einer Verringerung der Produktion und zu einer Verringerung der THG-Emissionen führen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass der vermehrte Umbau vorhandener Ställe nach Tierwohlkriterien durch größere Freiflächennutzung und Wühlaktivitäten wieder zu erhöhten Emissionen führen könnte. Beim Umbau der Ställe wäre daher auf eine verbesserte Kot-Harntrennung zu achten, um die Entstehung von Treibhausgasen schon im Stall möglichst zu vermeiden.

6 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für Maßnahmen zur weiteren Reduzierung von Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft in NRW

In den vorangegangenen Kapiteln wurde ersichtlich, dass im landwirtschaftlichen Sektor zahlreiche Veränderungen mit Klimarelevanz zu verzeichnen sind und in der Praxis bereits gezielt Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen bzw. zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz umgesetzt werden. Gleichzeitig ist festzustellen, dass weitere Anstrengungen notwendig sind, um die gesetzlichen Klimaziele zu erreichen.

Im Folgenden werden die wesentlichen Stellschrauben zur Reduktion der Treibhausgasemissionen unter Berücksichtigung der Handlungsoptionen und Herausforderungen für die landwirtschaftlichen Betriebe in der Praxis zusammengefasst. Die Grundlage hierfür bilden die in den vorangegangenen Kapiteln durchgeführten Berechnungen und Analysen. Auf Basis der Ergebnisse der sektoralen und produktbezogenen Treibhausgasbilanzen werden Empfehlungen abgeleitet, die unter den gegebenen Rahmenbedingungen eine besondere Klimawirkung erwarten lassen. In diesem Kontext sei darauf verwiesen, dass eine detaillierte Darstellung produktionstechnischer Einzelmaßnahmen, wie sie in Kapitel 4.5. aufgeführt sind, nicht Gegenstand der folgenden Empfehlungen ist. Vielmehr sind sie die Grundlage für die in diesem Kapitel dargestellten Empfehlungen.

Pflanzenbau: Steigerung der Stickstoffeffizienz

Ein wesentlicher Teil der Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau wird durch den Einsatz von organischen und mineralischen Düngemitteln verursacht. Ein vielversprechender Weg zur Emissionsminderung ist daher die Steigerung der Stickstoffeffizienz. Die Reduzierung der Stickstoffüberschüsse und der damit verbundenen direkten und indirekten gasförmigen Verluste ist dabei ein wesentlicher Handlungsansatz.

Die Stickstoffeffizienz im Ackerbau ist von verschiedenen Faktoren abhängig, darunter die kulturspezifische Stickstoffaufnahme sowie maßgeblich auch der jahreszeitliche Witterungsverlauf. Insofern unterliegt die Stickstoffeffizienz neben Bewirtschaftungsentscheidungen stets auch einer durch klimatische Veränderungen ausgelösten Dynamik, die vom landwirtschaftlichen Betrieb nicht unmittelbar beeinflusst werden kann.

Die Pflanzenzüchtung kann durch die Entwicklung ertragssicherer und krankheitsresistenter Sorten unter variablen Witterungsbedingungen und vor dem Hintergrund geringerer Stickstoffdüngungsniveaus einen Beitrag zur Steigerung der Stickstoffeffizienz leisten. Es lässt sich feststellen, dass diesem Kriterium bei der Züchtung und Selektion neuer Sorten sowie in der Fruchtfolgegestaltung der Betriebe bereits gesteigerte Aufmerksamkeit zuteilwird.

Auch die gesetzlichen Vorgaben der Düngeverordnung werden perspektivisch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Die Verschärfung der Einarbeitungsfristen von Wirtschaftsdüngern lässt eine Minderung der Ammoniak- und Lachgasemissionen erwarten. Gemäß der DüV § 6 (1) ist die Einarbeitung von

Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für Maßnahmen zur weiteren Reduzierung von Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft in NRW

Festmist von Huf- und Klauentieren, Kompost sowie organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln mit weniger als 2 % Trockensubstanz innerhalb einer Stunde nach Beginn des Aufbringens erforderlich. Die Verkürzung der Einarbeitungszeit von vier auf eine Stunde dürfte mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Reduktion der Emissionen führen. Die Einarbeitung von flüssigen Wirtschaftsdüngern auf Grünland hat ab dem 01.02.2025 bodennah und streifenförmig zu erfolgen (DüV § 6 (3)). Diese Vorgabe dürfte zu einer weiteren Reduktion der Ammoniak- und Lachgasemissionen führen.

Es lässt sich prognostizieren, dass der technologische Fortschritt in Form optimierter Ausbringungsverfahren und teilflächenspezifischer Bewirtschaftung zu einer weiteren Reduktion der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen führen wird.

Die Düngung nach den Richtlinien der guten fachlichen Praxis bietet für den Einzelbetrieb eine sehr gute Grundlage zur Optimierung und Bewertung der Stickstoffeffizienz. Zur angemessenen Berücksichtigung der Düngung und damit zur validen Bewertung der Stickstoffeffizienz auf sektoraler Ebene ist jedoch eine Verbesserung der Datenverfügbarkeit auf nationaler Ebene erforderlich.

Tierhaltung: Rückläufige Tierzahlen und Effizienzsteigerungen

Die übergreifenden Trends zur Entwicklung der Tierhaltung manifestieren sich seit einigen Jahren in Bestandsabstockungen bei Rindern und Schweinen. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass bei einer sinkenden inländischen Produktion bei gleichbleibender Nachfrage stets die Gefahr von Produktionsverlagerungen ins Ausland besteht.

In Zukunft ist bei einer zu erwartenden weiteren Verbesserung der Stickstoff-Effizienz in der Haltung mit einer Abnahme der Emissionen pro Tier zu rechnen. Die Lagerung von Wirtschaftsdüngern ist dabei maßgeblich mitverantwortlich für die Emissionen aus der Landwirtschaft in NRW. Eine Veränderung der Lagerbedingungen führt aber nicht zwangsläufig zu einer Minderung der Emissionen. Vielmehr verschieben sich z.B. durch die Folienabdeckung von Lagern die chemischen Bedingungen, was primär die anteilige Zusammensetzung der Emissionen aus CO₂, Methan und Lachgas verändert. Maßnahmen, die Ammoniakemissionen mindern, tragen nicht direkt zu einer Minderung von Lachgas oder Methan bei. Für die gasdichte Lagerung von Wirtschaftsdüngern ohne Vergärung bestehen noch eine Reihe technischer und rechtliche Herausforderungen. Hierbei handelt es sich derzeit nicht um praxistaugliche Verfahren. Die Einrichtung einer Demonstrationsanlage zur gasdichten Lagerung von Wirtschaftsdüngern wird als hilfreich eingeschätzt. Solche Anlagen könnten die Herausforderungen und Chancen in der technischen Umsetzung aufzeigen und dazu beitragen, die rechtlichen Anforderungen zielgerichtet zu gestalten.

6.1 Verbesserung der Datengrundlagen

Die Bereitstellung verlässlicher Daten über den Status quo der Treibhausgasemissionen und der Klimawirkung der Landwirtschaft ist aus zwei Gründen von großer Bedeutung. Einerseits stellen diese Daten eine wesentliche Grundlage für die Identifikation von Maßnahmen dar, die geeignet sind, im Kontext komplexer Wechselwirkungen effizient Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Andererseits sind diese Daten essenziell, um die Wirkung von Klimaschutzmaßnahmen erfassen und anerkennen zu können. Dies ist entscheidend für die Erreichung der Klimaschutzziele auf sektoraler Ebene und wird zugleich auch für die landwirtschaftlichen Einzelbetriebe wichtiger. Dies insbesondere unter dem Gesichtspunkt, dass von den Betrieben zunehmend produkt- oder betriebsbezogene Klimabilanzen gefordert werden.

Erweiterung der sektoralen Berichterstattung

Im Rahmen dieser Studie wurde die Datenbasis für die sektorale Berichterstattung des Nationalen Inventarberichts mit Daten aus dem Nährstoffbericht NRW für das Jahr 2021 sowie mit Daten des Landeskontrollverbands NRW ergänzt und verifiziert. Es wurde festgestellt, dass die Datengrundlage der sektoralen Berichterstattung in einigen Teilen nicht hinreichend belastbar ist, um konkrete Maßnahmen zur Treibhausgasminderung abzuleiten. In Ermangelung besserer Daten entspricht ein Teil der im Nationalen Inventarbericht ausgewiesenen Werte den maximal möglichen Emissionen. Das entspricht zwar dem grundsätzlichen Prinzip des IPCC, wonach überoptimistische Annahmen zur Entwicklung der Treibhausgasemissionen zu vermeiden sind. Gleichzeitig bedeutet dies aber auch, dass die tatsächlichen Emissionen auf Grundlage anderer Quellen z. B. basierend auf dem Nährstoffbericht NRW 2021 deutlich niedriger ausfallen können. Innerhalb des Nationalen Inventarberichts finden etwaige Veränderungen der Emissionen durch Maßnahmen der landwirtschaftlichen Praxis keine Berücksichtigung, sofern die tatsächlichen Verhältnisse nicht abgebildet werden, sondern die maximal möglichen Emissionen angenommen werden.

Für verschiedene Gebiete im Nationalen Inventarbericht werden Daten nur rudimentär oder gar nicht erfasst. Für die folgenden Bereiche kann die Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen im Rahmen der sektoralen Berichterstattung bisher nicht hinreichend berücksichtigt werden:

- Lagerung von Wirtschaftsdüngern
- Vergärung tierischer Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen
- Betriebsindividuelle Fütterung und Umsetzung N- und P- reduzierter Fütterungsverfahren bei Rindern und Schweinen
- Minderung der NH₃- und N₂O-Emissionen durch Abluftreinigungsanlagen
- Einsatz von Stickstoffdüngern in Gewächshäusern und außerhalb der Landwirtschaft
- Energieverbrauch und Energiequellen in Gewächshäusern
- Einsatz von Futterzusatzmitteln zur Minderung von Methanemissionen aus der enterischen Fermentation
- Differenzierung zwischen konventionellen und ökologisch bewirtschafteten Flächen
- Agroforst

Es wird empfohlen, die Datenerfassung für die genannten Bereiche zu optimieren, um eine adäquate Abbildung erfolgreicher Klimaschutzmaßnahmen, die zur Reduktion von Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft führen, auch in der sektoralen Berichterstattung zu gewährleisten.

Die Unsicherheiten der Datengrundlagen des Nationalen Inventars werden umso größer, je kleiner die betrachteten Regionen sind. Demnach sind aus dem Nationalen Inventar abgeleitete Aussagen für räumlich kleine Regionen ungenauer als solche auf Bundes- oder Landesebene. Die Klimabilanzierung auf Kreisebene stellt gegenwärtig die kleinste betrachtete Region dar. Hier ist die Datengrundlage derzeit besonders unsicher, da Teile der Daten nur auf nationaler Ebene vorliegen (z.B. zur Fütterung), während Tierbestandszahlen auf Kreisebene detailliert vorliegen. Für eine Erhöhung der Aussagekraft der Sektoralen Klimabilanzierung auf Kreisebene würden regelmäßige und repräsentative Auswertungen von einzelbetrieblichen Daten benötigt. Durch repräsentative Erhebungen der i) tatsächlich ausgebrachten Nährstofffrachten und der verwendeten Ausbringverfahren sowie ii) der anteiligen bzw. räumlichen Verteilung der unterschiedlichen Tierhaltungsverfahren und insbesondere der Fütterungsstrategien könnten regionsbezogene Aussagen wesentlich verbessert werden. Auf dieser Grundlage ließen sich Minderungsziele und die Wirkung von Maßnahmen auch auf Kreisebene belastbar darstellen und bewerten. Davon würde auch die Aussagekraft des Nationalen Inventarberichts für die Länder- und die Bundesebene profitieren. Solange diese detaillierten Daten auf Kreisebene nicht vorliegen, lassen sich nur sehr eingeschränkt Minderungsmaßnahmen auf dieser regionalen Ebene ableiten.

Der Nationale Inventarbericht erlaubt Aussagen zu den Gesamtemissionen des Sektors, nicht jedoch zu der Art und Menge der produzierten Güter. Um Aussagen zum wichtigen Aspekt der Treibhausgas-Effizienz treffen zu können, sind produktbezogene Bilanzierungen erforderlich. Dies ist insbesondere relevant, um Produktionssteigerungen bei gleichbleibenden Treibhausgasemissionen in Wert setzen zu können.

Es wird empfohlen, zumindest für ausgewählte Produkte die Treibhausgaseffizienz pro Produkt-einheit auszuweisen und die dafür erforderlichen Daten repräsentativ zu erheben.

Verbindliche Standards für die Erstellung von Klimabilanzierungen

Auch für den Bereich der einzelbetrieblichen Treibhausgasbilanzen ist eine verlässliche Datengrundlage zwingend erforderlich. Die einheitliche Anwendung und Auslegung von Normen, Richtlinien und rechtlichen Anforderungen sowie die Beschreibung einer in sich schlüssigen Methodik bilden die Grundlage für die Berechnung und letztendlich auch für die tatsächliche Minderung der Treibhausgasemissionen auf einzelbetrieblicher Ebene. Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit ist es sinnvoll, die Methodik mindestens landesweit, möglichst sogar bundesweit mit allen relevanten Stellen abzustimmen.

Die Kenntnis der Klimabilanz von Einkaufsgütern aus den der Landwirtschaft vorgelagerten Bereichen, wie beispielsweise Futter- oder Düngemitteln, ist eine wesentliche Voraussetzung für die Berechnung betriebs- und produktbezogener Treibhausgasemissionen. Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit und der Validität muss die Berechnung der Bilanzen aus dem vorgelagerten Bereich i) dem aktuellen Stand der Technik entsprechen und ii) nach standardisierten, wissenschaftlich fundierten und nachvollziehbaren Methoden erfolgen. Die gegenwärtig verfügbaren Datengrundlagen, insbesondere die öffentlich und kostenfrei zugänglichen, entsprechen in der Regel nicht vollumfänglich diesen Kriterien.

Es wird daher empfohlen, eine einheitliche Methodik zur Berechnung einzelbetrieblicher Klimabilanzen abzustimmen und repräsentative Daten für Einkaufsgüter aus dem vorgelagerten Bereich bereitzustellen.

Weiterhin wäre es hilfreich, für wichtige landwirtschaftliche Produkte wie Weizen, Mais oder Gras regionsspezifische Standardwerte unter Berücksichtigung der üblicher Bewirtschaftungs- und Tierhaltungspraktiken bereitzustellen.

Forschung

Die Forschung zu landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen ist von hoher Bedeutung. Die Landwirtschaft stellt ein hochkomplexes System mit diversen internen und externen Wechselwirkungen dar. Bei der Konzeption von Klimaschutzmaßnahmen müssen daher zahlreiche Aspekte beurteilt werden. Nicht zuletzt geht es dabei auch um Auswirkungen auf Umweltgüter wie Wasser und Boden. In diesem Kontext sind umfangreiche Forschungsaktivitäten erforderlich. Hinweise zur Schwerpunktsetzung hierfür liefert u.a. der Nationale Inventarbericht. Dieser belegt, dass 67 % der landwirtschaftlichen Emissionen auf Methan zurückzuführen sind.

Die bislang bekannten Steuerungsmöglichkeiten zur Minderung der Methanemissionen sind sehr überschaubar, weshalb diesbezüglich Forschungsbedarf besteht. Die Erweiterung der Wissensbasis über den Einfluss der Rationsgestaltung sowie der Wirkung von Futterzusatzmitteln auf die Methanemissionen könnte ein signifikantes Minderungspotenzial bergen.

6.2 Sicherstellung von Wissenstransfer

Das Verständnis über die Wirksamkeit des eigenen Handelns stellt eine wesentliche Grundlage für die Bereitschaft zur freiwilligen Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen dar. Zusätzlich beeinflusst das individuelle Wissen der Betriebsleitungen wesentlich den Erfolg der Umsetzung produktionstechnischer Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen.

In Anbetracht der Komplexität des Themas Klimaschutz in der Landwirtschaft ist eine Integration in die Aus- und Weiterbildung dringend erforderlich. Die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Tätigkeit, der Entstehung von Emissionen und möglichen Minderungsmaßnahmen sollten schon frühzeitig im Rahmen der Ausbildung vermittelt werden. Der Wissenstransfer sollte gewährleisten, dass eine Sensibilisierung für das zunehmend wichtige Thema erfolgt und ein grundlegendes Verständnis für die wesentlichen Wechselwirkungen erzeugt wird. Darüber hinaus sollten spezialisierte Fort- und Weiterbildungsmaßnahmen zum Klimaschutz mit starkem Praxisbezug etabliert werden.

Landwirtschaftsbezogener Klimaschutz sollte außerdem im Rahmen von Unternehmensstrategien und Nachhaltigkeitskonzepten berücksichtigt werden. Angepasste fachübergreifende und handlungsorientierte Ansätze können in den einzelnen Bildungsabschnitten die Themen Treibhausgase und Klimaschutz in der Landwirtschaft auf angepasstem Niveau darstellen.

Eine besonders anschauliche Möglichkeit zum Wissenstransfer besteht in der Einrichtung von Demonstrationsbetrieben und der Etablierung regionaler Anlaufstellen mit Ansprechpartnern für die Betriebe und die interessierte Öffentlichkeit. Die Einbindung solcher Einrichtungen in die Aus- und Weiterbildung erscheint vielversprechend, da sie insbesondere das praktische Verständnis fördern könnten.

6.3 Maßnahmenumsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben

Die Treibhausgasemissionen können mittelfristig nur reduziert werden, wenn die landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in die Lage versetzt werden, Klimaschutzpotenziale zu erkennen und Maßnahmen effizient umzusetzen.

Klimaschutz kann grundsätzlich durch investive Maßnahmen, aber auch durch Anpassungen im Management erfolgen. In beiden Fällen ist die Erstellung einer Treibhausgasbilanz die notwendige Grundlage für die Analyse des Status quo. Dabei geben die Ergebnisse der Bilanzierung Hinweise auf betriebsindividuelle Möglichkeiten zur Emissionsminderung. Die möglichen Stellschrauben im Rahmen der Produktion sind in Kapitel 4.5. ausführlich dargestellt. Unter Berücksichtigung der betrieblichen Gesamtsituation und der gesetzlichen Rahmenbedingungen kann eine spezifische Anpassung und Priorisierung möglicher Maßnahmen erfolgen.

Aufgrund der vielfältigen Wechselwirkungen zwischen verschiedenen klimarelevanten Prozessen sollte besonderes Augenmerk auf die Begleitung der Betriebe bei Identifikation, Integration und Umsetzung sowie ggf. dem Monitoring von Klimaschutzmaßnahmen gelegt werden. Da jeder Betrieb individuell geprägt ist und die Kenntnisse und Fähigkeiten der Betriebsleiterinnen und Betriebsleiter sehr unterschiedlich sind, können sich jeweils andere Schwerpunkte bei der Identifizierung und Umsetzung möglicher

Minderungsmaßnahmen ergeben. Daher ist eine einzelbetriebliche Beratung der Grundstein für die Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen auf den landwirtschaftlichen Betrieben. Durch eine einzelbetriebliche Beratung besteht die Möglichkeit zunächst für das Thema Klimaschutz zu sensibilisieren bevor konkrete Minderungsmaßnahmen mit den Betriebsleiterinnen und Betriebsleitern besprochen werden.

Im Rahmen eines Beratungsprozesses können mögliche Maßnahmen unmittelbar mit den Betriebsleiterinnen und Betriebsleitern abgestimmt werden. Die einzelbetriebliche Beratung ist daher ein wichtiger Meilenstein und sollte folgende Eckpunkte umfassen:

1. Erfassung des Status quo anhand einer THG-Bilanz
2. Identifikation von Klimaschutzmaßnahmen und Abschätzung des THG- Minderungspotenzials
3. Implementierung von Klimaschutzmaßnahmen sowie Begleitung der Umsetzung im Betriebsablauf
4. Evaluation der Maßnahmen.

Die Darstellung der Beratungsergebnisse sollte die Hauptemissionen nach den Quellgruppen Methan, Lachgas und Kohlendioxid differenzieren und ggf. den einzelnen Produktions- bzw. Betriebszweigen zuordnen. Die Einsparpotenziale sollen je Maßnahme produktbezogen und zusätzlich für den gesamten Produktionsbereich dargestellt werden. Wichtig ist, dass bei der Identifikation der Maßnahmen sowohl die Einsparmöglichkeiten im eigenen Betrieb als auch die eingesetzten Produkte aus dem vorgelagerten Bereich berücksichtigt werden.

Maßnahmen zur Treibhausgasminderung können nur dann ihre Wirkung entfalten, wenn sie sinnvoll in den Praxisalltag integriert und im laufenden Betrieb gelebt werden. Dazu ist dringend eine fachkundige Begleitung erforderlich, da gerade in dieser Phase immer wieder Probleme zu lösen sind und Zwischenbewertungen sowie Anpassungsmaßnahmen erfolgen müssen.

Die Einrichtung von Demonstrationsbetrieben könnte hilfreich sein, um die Akzeptanz und Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen in der Praxis zu erhöhen. Für landwirtschaftliche Praxisbetriebe bietet der Aufbau eines Netzwerkes regionaltypischer Demonstrationsbetriebe die Möglichkeit, erprobte Maßnahmen kennen zu lernen und im Austausch mit Berufskolleginnen und Berufskollegen Chancen und Herausforderungen bei der Konzeption und Umsetzung zu diskutieren. Darüber hinaus können die Demonstrationsbetriebe dazu dienen, neue erfolgversprechende Maßnahmen zu erproben und bestehende Maßnahmen praxisgerecht weiterzuentwickeln.

6.4 Stärkung der Wirtschaftsdüngervergärung tierischer Herkunft

Die wirksamste Einzelmaßnahme, die Treibhausgasemissionen des Sektors Landwirtschaft zu mindern, ist die Vergärung von tierischen Wirtschaftsdüngern. Durch die rasche Vergärung in Verbindung mit der gasdichten Lagerung werden die Emissionen aus der Lagerung deutlich reduziert, die Pflanzenverfügbarkeit des Wirtschaftsdüngers erhöht und Ammoniakemissionen während der Ausbringung gemindert.

Es gilt zu beachten, dass es hier nur um Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft gehen kann. Dieser Wirtschaftsdünger fällt als Nebenprodukt der Tierhaltung ohnehin an und dessen Vergärung bietet erhebliches Treibhausgasminderungspotential.

In Nordrhein-Westfalen wurden im Jahr 2017 bei einer installierten Leistung von etwa 300 MW insgesamt 620 Biogasanlagen registriert (Landwirtschaftskammer NRW, 2017). In Ermangelung besserer Datengrundlagen beruhen diese Angaben allerdings auf Schätzungen. Detaillierte Informationen an zentraler Stelle, z.B. zur Leistung der einzelnen Anlagen, den dort eingesetzten Stoffen sowie der konkreten Verwertung der Strom- und Wärmeproduktion liegen häufig nicht vor. Empfohlen wird daher eine Verbesserung der Datengrundlage, beispielsweise durch eine regelmäßige „Biogasinventur“. Ohne diese Datengrundlage ist eine belastbare Quantifizierung bzw. Bewertung der Klimawirkung durch die potenzielle Stärkung der Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Reststoffen nicht möglich.

Neben der Minderung der Emissionen aus der Lagerung wird durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern zunächst Biogas und mittelbar elektrische und thermische Energie gewonnen. Daher wird der energetische Nutzen der vergorenen Wirtschaftsdünger immer im Kontext des Energiesektors analysiert werden müssen, dem die mit der Energieproduktion verbundenen Emissionen zugeordnet werden. Weiterhin müsste auch der Gebäudesektor betrachtet werden, da, unter Berücksichtigung kommunaler Wärmekonzepte, die Wärmeproduktion von Biogasanlagen außerdem zu einer Verbesserung der Klimabilanz des Gebäudeenergieverbrauchs führen kann.

Die Ausschöpfung des vollen Potenzials der landwirtschaftlichen Treibhausgasminderung durch Biogasanlagen erfordert die Sicherstellung ihres Bestandes in mindestens gleichem Umfang wie heute. Zur Gewährleistung dessen sind folgende Maßnahmen empfehlenswert:

Entbürokratisierung

Eine Vereinfachung bürokratischer Abläufe kann dazu führen, dass Betriebe weiterhin in Biogasanlagen investieren oder bestehende Anlagen weitergeführt werden. Hilfreich wären beispielsweise, standardisierte Regelungen und Abläufe bei Prüf- und Bearbeitungsverfahren einzuführen. Verfahren werden transparenter und die Akzeptanz könnte steigen.

Die Einführung eines einfachen und verbindlichen Verfahrens zur Erfassung der wesentlichen klimabilanziell relevanten Kenngrößen von Biogasanlagen verbessert die Datengrundlage zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen erheblich und verdeutlicht die klimapositive Wirkung.

Anpassung rechtlicher Rahmenbedingungen

Zum Erhalt bestehender und zur Förderung neuer Biogasanlagen müssten die gesetzlichen Rahmenbedingungen geändert werden. Insbesondere Güllekleinanlagen benötigen eine wirtschaftliche Perspektive, um zukunftsfähig zu sein. Die Perspektive umfasst sowohl die Vergütungssätze als auch eine flexible Anpassung der installierten Leistung. Dadurch kann die Aufnahme zusätzlicher Wirtschaftsdüngerpotenziale gewährleistet werden, die sich im Kontext der strukturellen Veränderungen in der Tierhaltung auf den direkt zugehörigen Landwirtschaftsbetrieben oder im nahen Umfeld ergeben können.

Anpassung bestehender Förderprogramme

Eine Modifikation der bestehenden Investitionsförderprogramme, wie beispielsweise des AFP, würde die Investitionsmöglichkeiten für Unternehmen erweitern und gleichzeitig die Akzeptanz für klimaschutzpolitische und synergetische wasserrechtliche Maßnahmen fördern. Zudem könnten neue Speichermöglichkeiten in die Förderprogramme aufgenommen werden. Es sollte geprüft werden, ob der Bau von Lagern zur Verwertung von Gärprodukten aus der Vergärung von Wirtschaftsdüngern förderfähig ist. Des Weiteren sollte eruiert werden, ob die Anlieferung von Wirtschaftsdünger an große (Gemeinschafts-) Biogasanlagen ebenfalls als Erfüllung der Lagerplatzverpflichtung im Sinne des Förderprogramms anerkannt werden kann.

Förderung neuer Biogasanlagen

Die Emissionsminderung auf landwirtschaftlichen Betrieben kann nicht nur durch den Betrieb bestehender Biogasanlagen zur Wirtschaftsdüngervergärung erfolgen, sondern darüber hinaus durch die Errichtung neuer Anlagen sinnvoll ergänzt werden. Zudem kann im Zuge der kommunalen Wärmewende weiteres Potential erschlossen werden. Dies könnte im Zusammenhang mit der Sektorenentkopplung auf bundesweiter Ebene durchaus interessant sein.

Einrichtung einer zentralen Stelle für den Biogasbereich

Die Einrichtung einer zentralen Stelle als eine Art Kompetenzzentrum zum Wissensmanagement im Biogasbereich könnte die Planungen von interessierten Kommunen und Einzelbetrieben erleichtern und bei der Bereitstellung verlässlicher Zahlen, beispielsweise über die Treibhausgasbilanz, unterstützen. Die zentrale Stelle kann darüber hinaus verschiedene Aufgaben übernehmen, wie die Einrichtung einer Wissensdatenbank in Bezug auf den Bau und das Betreiben einer Biogasanlage sowie die Erfassung von Best-Practice-Beispielen. Die Etablierung eines Biogasforums ermöglicht die Diskussion von Herausforderungen und Lösungen zwischen den relevanten Akteuren aus den Bereichen Praxis, Politik, Beratung und Herstellung. Zudem könnte über die zentrale Stelle Fachpersonal rekrutiert werden, das Projekte initiiert und den Betrieben beratend und begleitend zur Seite steht.

7 Zusammenfassung

Im Rahmen der Erstellung dieser Studie wurde deutlich, dass die Landwirtschaft in Nordrhein fundamentale Veränderungsprozesse durchlaufen hat, die sich positiv auf die Klimabilanz auswirken. Landwirtschaftliche Betriebe implementieren bereits Maßnahmen, die zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen bzw. zur Verbesserung der Treibhausgas-effizienz führen. Die Motivation hierfür ist dabei nicht immer primär der Klimaschutzgedanke, jedoch besitzen viele produktionstechnisch und ökonomisch motivierte Maßnahmen eine synergetische Klimaschutzwirkung.

Die wesentlichen Emissionsquellen aus der Landwirtschaft Nordrhein-Westfalens sind Methan aus der Tierhaltung sowie Lachgas im Zusammenhang mit der mineralischen und organischen Stickstoffdüngung. Die Emission von Methan erfolgt hauptsächlich durch die enterische Fermentation von Wiederkäuern sowie während der Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Gegenwärtig existieren wenige technische Maßnahmen zur Reduktion von Methanemissionen. Demgegenüber existieren zahlreiche Maßnahmen zur Reduzierung von Lachgasemissionen, insbesondere durch die Verbesserung der Stickstoffeffizienz. Diese Maßnahmen sind bereits seit Jahrzehnten Gegenstand umfangreicher Wasser-schutzaktivitäten.

Im Pflanzenbau lässt sich seit 2015 eine signifikante Reduktion des Düngungsniveaus beobachten. Trotz des abnehmenden Düngungsniveaus konnte das Ertragsniveau gehalten werden. Die Förderung der Abdeckung von Güllelagerbehältern sowie von bodennaher Ausbringtechnik hat zu diesem Anstieg der Düngeneffizienz wesentlich beigetragen und zu einer Minderung der Lachgasemissionen geführt.

Im Bereich der Tierproduktion konnten in der jüngeren Vergangenheit durch Fütterungsoptimierungen signifikante Fortschritte erzielt werden, die zu einer Reduktion der Stickstoffausscheidungen und damit der THG-Emissionen geführt haben. Diese Entwicklung wurde maßgeblich durch die intensive Beratung der landwirtschaftlichen Betriebe unterstützt. Gleichzeitig ist ein Rückgang der Rinder- und Schweinebestände zu verzeichnen, der zu einer Verringerung der Emissionen, aber auch der Produktionsmenge geführt hat. Bei einer weiter sinkenden Produktionsmenge und gleichbleibender Nachfrage besteht die Gefahr einer Produktionsverlagerung ins Ausland. Dies ist aus Sicht des Klimaschutzes kritisch zu betrachten, da die Produktion landwirtschaftlicher Produkte in Deutschland insgesamt als klimateffizient zu bewerten ist.

Die Verbesserung der Datengrundlage für die Berichterstattung zum Sektor Landwirtschaft im Nationalen Inventarbericht ist von essenzieller Bedeutung. Gegenwärtig kann die Wirkung bereits implementierter Klimaschutzmaßnahmen bei der Sektor Betrachtung vielfach nicht adäquat erfasst werden. Bei der Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen müssen stets komplexe landwirtschaftsinterne Wechselwirkungen sowie mögliche andere Umwelteffekte berücksichtigt werden. Zudem ist festzuhalten, dass die Landwirtschaft ihre Emissionen systembedingt nicht auf null senken kann.

Die Erreichung der gesetzlichen Klimaziele erfordert zweifellos weitere Anstrengungen. Zur Abschätzung der Wirksamkeit potenzieller Maßnahmen eignen sich die in dieser Studie durchgeführten einzelbetrieblichen bzw. produktbezogenen Klimabilanzen. Die Potenziale zur Emissionsminderung in der Winterweizenproduktion sind eher gering und liegen vor allem in einer effizienteren Düngieranwendung inklusive des Einsatzes emissionsarmer Ausbringtechnik. Im Bereich der Milchproduktion hingegen ist

das Klimaschutzpotenzial deutlich größer. Im Fokus stehen dabei die Bereiche Fütterung und Haltung sowie insbesondere die Wirtschaftsdüngerverwertung. Die Schwerpunkte in der Schweinemast liegen maßgeblich in der Anpassung der Futterkomponenten und einer noch gezielteren Rationsgestaltung. Allerdings zeigt sich insgesamt nur ein relativ geringes Einsparpotenzial. Die zügige Vergärung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft in einer Biogasanlage stellt eine besonders effektive Maßnahme zur Reduzierung der Emissionen dar, die gleichsam für alle Tierarten gilt.

Auf Basis der Erkenntnisse aus sektoralen und einzelbetrieblichen sowie produktbezogenen Klimabilanzen und Analyseergebnissen wurden Handlungsempfehlungen für wesentliche und grundlegende Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft abgeleitet. Die Schwerpunkte liegen hierbei auf einer Verbesserung der Datengrundlage, der Intensivierung des Wissenstransfers zum Klimaschutz im landwirtschaftlichen Bereich, der Beratung und Begleitung der landwirtschaftlichen Betriebe bei der Implementierung von Klimaschutzmaßnahmen sowie der Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung tierischer Herkunft.

Die Umsetzung von Treibhausgasminderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft ist in der Summe ein Mosaik aus in ihrer Wirkung häufig überschaubaren einzelnen Maßnahmen. Die Vielfalt der landwirtschaftlichen Produktion eröffnet zahlreiche produktspezifische Anpassungsmöglichkeiten. Die regionalen, standortspezifischen und betriebsindividuellen Gegebenheiten der landwirtschaftlichen Produktion bedingen ebenfalls eine hohe Diversität hinsichtlich der Möglichkeiten zur Umsetzung von Minderungsmaßnahmen. Ein wesentlicher Erfolgsfaktor ist in diesem Zusammenhang daher die fundierte Begleitung und Beratung der landwirtschaftlichen Einzelbetriebe bei der Identifikation und Integration von Minderungsmaßnahmen in den Betriebsablauf, um die Klimaschutzpotenziale jeweils effektiv ausschöpfen zu können.

In den kommenden Jahren wird auch die Landwirtschaft weitere Anstrengungen unternehmen müssen, um den erforderlichen Beitrag zur Erreichung des erklärten Ziels Nordrhein-Westfalens, bis zum Jahr 2045 klimaneutral zu sein, zu leisten. In diesem Kontext stellt die gezielte Unterstützung und Förderung der landwirtschaftlichen Praxis eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung effektiver Treibhausgasminderungsmaßnahmen dar.

8 Literaturverzeichnis

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

Arbeitskreis für Betriebsführung Köln-Aachener Bucht (AK1) (1990–2021): Schlagkarteiauswertungen Winterweizen, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Bonn/Viersen/Düren.

Booyesen, J., Booyesen, W., Kleingeld, M. (2018): A risk management strategy to identify and prioritise factors affecting industry's carbon tax liability, in: South African Journal of Industrial Engineering 29(3).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2024). Land- und Forstwirtschaft stärken – Klima schützen. BMEL, Referat 521 - Klimaschutz, Klimaanpassung, Wasser, URL: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/klimaschuetzer-land-und-forstwirtschaft.pdf?__blob=publicationFile&v=7 (Abrufdatum: 24.05.2024)

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) (2020): Düngeverordnung 2020 (DüV 2020), Bonn.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (2022): Nationale Moorschutzstrategie, Berlin, URL: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nationale_moorschutzstrategie_bf.pdf (Abrufdatum: 24.05.2024).

Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W., Joosten, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz.

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (DLG) (2023): Methanausweisung im Rahmen der Milchleistungs- bzw. Milchgüteprüfung und Nutzung als Benchmark, DLG Merkblatt 491, DLG e.V. Fachzentrum Landwirtschaft, Frankfurt am Main, URL: <https://www.dlg.org/de/landwirtschaft/themen/tierhaltung/futter-und-fuetterung/dlg-merkblatt-491> (Abrufdatum: 24.05.2024).

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (DLG) (2020): Berücksichtigung N- und P-reduzierter Fütterungsverfahren bei den Nährstoffausscheidungen von Milchkühen, DLG Merkblatt 444, DLG e.V. Fachzentrum Landwirtschaft, Frankfurt am Main, URL: https://www.dlg.org/fileadmin/downloads/landwirtschaft/themen/publikationen/merkblaetter/dlg-merkblatt_444.pdf (Abrufdatum: 24.05.2024).

- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (DLG) (2014): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, DLG-Verlag GmbH, Frankfurt am Main URL: https://www.dlg.org/fileadmin/downloads/landwirtschaft/themen/ausschuesse_facharbeit/tier/tierhaltung/DLG_2014_Band_199_Bilanzierung_Naehrstoffausscheidungen.pdf (Abrufdatum: 24.05.2024).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014): Climate Change 2014 – Synthesis Report Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. IEA/OECD, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, Hayama, Kanagawa, Japan.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fährion-Nitschke, A., Gebbert, S., Jaconi, A., Kolata, H., Laggner, A. (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung, Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 p, Thünen Rep 64, Braunschweig.
- Koppisch, D. (2001): Torfbildung und Torfakkumulation, in M. Succow & H. Joosten, Landschaftsökologische Moorkunde (pp.8-17). Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2021): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. Handbuch, Darmstadt, Arbeitsgruppe BEK, 2. Auflage.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2021): Gasdichte Lagerung von Rinder- und Schweinegülle. Eine Maßnahme zur Minderung und Vermeidung von klimarelevanten Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Landesbetrieb IT.NRW (IT.NRW) (2018): Gartenbauerhebung in Nordrhein-Westfalen 2016 Betriebsverhältnisse im Erwerbsgartenbau.
- Landesbetrieb IT.NRW (IT.NRW) (2023): Agrarstrukturerhebungen 2023.
- Landesbetrieb IT.NRW (IT.NRW) (2023): Schweinezählung 2023.

- Landeskontrollverband NRW e. V (LKV) (2021): Jahresbericht 2021, URL: https://www.lkv-nrw.de/fileadmin/user_upload/00_LKV_Jahresbericht_2021_Gesamt_kleine_Dateigroesse_ohne_Werbung.pdf (Abrufdatum: 15.11.2023).
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2021): Nährstoffbericht NRW 2021, Münster.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2018): Futterwerttabelle Rinderfütterung, Fachbereich 71 – Tierhaltung & Tierzuchtrecht, Bad Sassendorf.
- Livestock Research Wageningen: The CFPAN tool and database FeedPrint (Feedprint NL)
- Närmann, F., Birr, F., Kaiser, M., Nerger, M., Luthardt, V., Zeitz, J., Tanneberger, F. (2021): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden. BfN-Skripten 616. Bundesamt für Naturschutz.
- Nordt, A., Wichmann, S., Risse, J., Peters, J., Schäfer, A. (2022): Potenziale und Hemmnisse für Paludikultur. Hintergrundpapier zur Studie „Anreize für Paludikultur zur Umsetzung der Klimaschutzziele 2030 und 2050“, Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (DEHSt). Berlin
- Rösemann, C., Vos, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Freibauer, A., Döhler, H., Steuer, B., Osterburg, B., Fuß, R. (2023): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2021 : Report on methods and data (RMD) Submission 2023.
- Riggers, C., Poeplau, C., Don, A., Frühauf, C., Dechow, R. (2021): How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change?, Plant and Soil, 460, 417-433.
- Schopp-Guth, A., Guth, C. Moorrenaturierung - Grundlagen und Anforderungen (2003). Laufener Seminarbeitr. 1/03, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach.
- Searchinger, T.D., Wiersenius, S., Beringer, T., Dumas, P. (2018): Assessing the efficiency of changes in land use for mitigation climate change
- Statistisches Bundesamt (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung, Fachserie 3, Heft 6 URL: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Publikationen/Downloads-Produktionsmethoden/stallhaltung-weidehaltung-2032806109005.html> (Abrufdatum 15.11.2023)

- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Drösler, M., Albiac-Borraz, E., Augustin, J., Bechthold, M., Beetz, S., Belting, S., Bernierder, M., Beyer, C., Eberl, J., Eickenscheidt, T., Fell, H., Fiedler, S., Förster, C., Frahm, E., Frank, S., Giebels, M., Glatzel, S., Grünwald, T., Heinichen, J., Hoffmann, M., Hommeltenberg, J., Höper, H., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Leppelt, T., Metzger, C., Peichl-Brak, M., Röhling, S., Roskopf, N., Rötzer, T., Sommer, M., Wehrhan, M., Werle, P., Zeitz, J. (2013): Klimarelevanz von Mooren und Anmooren in Deutschland: Ergebnisse aus dem Verbundprojekt „Organische Böden in der Emissionsberichterstattung“. Thünen Working Paper 15, Braunschweig.
- Umweltbundesamt (UBA) (2023): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2023, Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2021.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (2014): Standpunkt Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Speyer, <https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/11-Humusbilanzierung.pdf> (Abrufdatum 15.11.2023)
- Wiesmeier, M., Poeplau, C., Sierra, C. A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kögel-Knabner, I. (2016). Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific reports*, 6(1).
- Wittnebel, M., Frank, S., Tiemeyer, B., (2023): Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland. Thünen Working Paper 212, Braunschweig

