

TEXTE

111/2025

Abschlussbericht

Entwicklung eines Modells zur Bewertung von THG-Min- derungsmaßnahmen in der Land- wirtschaft (E-MoLL)

von:

Nele Dreisbach, Uwe Häußermann, Martin Bach, Lutz Breuer

Justus-Liebig-Universität Gießen

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement

Helmut Döhler, Helena Müller, Theresia Lohrberg, Susanne Döhler

DöhlerAgrar, Untermerzbach

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 111/2025

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3720 41 201 1
FB001694

Abschlussbericht

Entwicklung eines Modells zur Bewertung von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft (E-MoLL)

von

Nele Dreisbach, Uwe Häußermann, Martin Bach, Lutz
Breuer

Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanage-
ment

Helmut Döhler, Helena Müller, Theresia Lohrberg,
Susanne Döhler

DöhlerAgrar, Untermerzbach

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26
35392 Gießen

Abschlussdatum:

Juli 2024

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2 Landwirtschaft
Frederike Balzer

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7675>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, September 2025

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

Kurzbeschreibung: Entwicklung eines Modells zur Bewertung von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft (E-MoLL)

Mit dem Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) 2021 wurde beschlossen, dass Deutschland bis 2030 seine Treibhausgas(THG)-Emissionen um mindestens 65 % mindern und bis 2045 treibhausgasneutral¹ werden soll. Um dieses ambitionierte Ziel zu erreichen, müssen auch in der Landwirtschaft die THG-Emissionen reduziert werden. Das Klimaschutzprogramm 2030 (KSP) sieht daher Klimaschutzmaßnahmen auch für die Landwirtschaft vor.

Im Projekt E-MoLL wurde, ausgehend von der Methodik des landwirtschaftlichen THG-Emissionsinventars (Stand 2023, Rösemann et al. 2023), ein Modell entwickelt, mit dem die THG-Minderungswirkungen der Maßnahmen des KSP sowie von 25 weiteren Klimaschutzmaßnahmen berechnet wurden. Mit einer Kombination der effektivsten Maßnahmen wird für ein maximales Szenario eine THG-Minderung von insgesamt 16,6 Mio. t CO₂-Äq. ermittelt (gegenüber der Referenzsituation ohne Maßnahmen in 2030). Davon sind mit aus heutiger Sicht realistischen Annahmen für 2030 jedoch nur 8,5 Mio. t CO₂-Äq. Gesamtminderungen tatsächlich erreichbar. Dies verdeutlicht, dass zusätzliche Maßnahmen unumgänglich sind, um einen ausreichenden Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz zu erreichen.

Zusätzlich zum THG-Minderungspotenzial wurden weitere Umweltwirkungen und Trade-Offs wie die Freisetzung von Luftschadstoffen, die Änderung des Nitrat-Auswaschungspotenzials und die Auswirkungen auf THG-Emissionen in anderen Sektoren ermittelt. Ergänzend sind die Minderungskosten für einzelne Klimaschutzmaßnahmen quantifiziert worden, welche für die KSP-Maßnahmen zwischen -56 bis 61 € t⁻¹ CO₂-Äq. liegen. Zusammen bilden diese Bewertungen eine wichtige Grundlage für die Auswahl und Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft.

Im KSG zählen auch die THG-Emissionen aus stationären und mobilen Feuerungsanlagen zur Landwirtschaft. Im Projekt E-MoLL wurde dafür ein Bottom-Up-Berechnungsansatz entwickelt, mit dem zukünftig die Auswirkungen von landwirtschaftlichen Klimaschutzmaßnahmen auf den Energieverbrauch abgebildet sowie Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz bewertet werden können.

Abstract: Development of a Model for the Evaluation of GHG-Reduction Measures from Agriculture (E-MoLL)

The Federal Climate Protection Act (KSG), passed in 2021, states that Germany should become more climate-friendly by 2030 and greenhouse gas-neutral by 2045. In order to achieve this ambitious goal, agriculture must reduce its climate impact. The Climate Protection Programme 2030 (KSP) has defined climate protection measures for the agricultural sector.

The aim of this project was to develop a model based on the methodology of the Emissions Inventory Report on Greenhouse Gases from Agriculture 2023 (Rösemann et.al. 2023) and to use this model to calculate the effectiveness of the climate protection measures of the KSP and additional 25 measures. With a combination of the most effective measures, a total GHG mitigation of 16.6 million tonnes of CO₂-eq is calculated for a maximum scenario (compared to the reference situation without measures in 2030). However, with realistic assumptions for 2030 from today's perspective, only 8.5 million tonnes of CO₂ eq total reductions are actually achievable. This makes it clear that additional measures are unavoidable if agriculture is to make a sufficient contribution to climate protection.

¹ Netto-Treibhausgasneutralität bedeutet, dass der jährliche THG-Ausstoß unterhalb des Potenzials insbesondere der natürlichen THG-Senken liegt.

Apart from the GHG reduction potential, other environmental impacts and trade-offs, such as emissions of air pollutants, the nitrate leaching potential or the impact on GHG emissions from other sectors, were determined. In addition, costs have been determined for the implementation of selected climate protection measures, which range from -56 to 61 € t⁻¹ CO₂-eq for the KSP measures. Together, these partial analyses are helpful for the choice and prioritisation of upcoming climate protection measures.

According to the KSG, the agricultural sector also includes GHG emissions from stationary and mobile combustion plants. As part of the E-MoLL project, a bottom-up approach was developed to calculate emissions from mobile and stationary combustion in the agricultural sector. This approach will make it possible to evaluate measures to increase energy efficiency. It can also analyse the effects on energy consumption for agricultural climate protection measures.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis.....	14
Abkürzungsverzeichnis.....	22
Zusammenfassung.....	25
Summary	36
1 Einleitung.....	45
1.1 Ausgangssituation.....	45
1.2 Zielsetzung	47
1.3 Übersicht Projektaufbau	49
2 Modellierung der THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft.....	51
2.1 Modell EMMa-L-NC zur Abbildung der THG-Emissionen der Landwirtschaft	51
2.2 Datenbedarf für die Emissionsprojektionen Landwirtschaft.....	52
2.2.1 Projektion des Energiepflanzeninputs in Biogasanlagen.....	54
2.2.1.1 Auswertung und Projektion des Biogasanlagenbestands und der eingespeisten Energie	55
2.2.1.2 Berechnung des Energiepflanzeneinsatzes	56
2.2.1.3 Vergleich mit anderen Veröffentlichungen	57
2.2.2 Substratmix.....	58
2.3 Berechnungsmethodik der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	59
2.3.1 Übersicht.....	59
2.3.2 Methodik M1: Senkung der N-Überschüsse, Ammoniak- und Lachgasemissionen	62
2.3.3 Methodik M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung	66
2.3.3.1 Datenbasis	66
2.3.3.2 Szenarien	72
2.3.4 Methodik M3: Ausweitung des Ökolandbaus	73
2.3.4.1 Datenbasis und Modell Ökolandbau	73
2.3.4.2 Szenarien	76
2.3.5 Methodik zusätzlicher Maßnahmen.....	77
2.3.6 Methodik für Gesamtwirkung kombinierter Klimaschutzmaßnahmen.....	107
2.4 Modellvalidierung im Sektor Landwirtschaft.....	115
2.4.1 Vergleich der Ergebnisse für die IST-Situation.....	115
2.4.2 Vergleich der Ergebnisse der Emissionsprojektionen.....	116
2.4.3 Vergleich der Ergebnisse des Modells für den Ökolandbau.....	118

2.5	Ergebnisse der Minderungswirkung der Klimaschutzmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft	119
2.5.1	Ergebnisse M1: Senkung der N-Überschüsse	119
2.5.2	Ergebnisse M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung.....	120
2.5.3	Ergebnisse M3: Ausweitung des Ökolandbaus.....	121
2.5.4	Ergebnisse der zusätzlichen Maßnahmen	126
2.5.5	Ergebnis der Gesamtwirkung kombinierter Klimaschutzmaßnahmen	141
2.6	Trade-offs der Klimaschutzmaßnahmen.....	143
2.6.1	Auswirkungen auf andere Umweltbereiche	144
2.6.1.1	Atmosphäre / Luft.....	144
2.6.1.2	Gewässer.....	149
2.6.1.3	Biodiversität.....	153
2.6.1.4	Boden.....	154
2.6.2	Biogasproduktion und indirekte THG-Emissionen aus dem Energiesektor	155
2.6.3	Mineraldüngereinsparungen und indirekte Emissionsminderung	161
2.6.4	Import von Futtermitteln/Lebensmitteln	165
2.6.5	Produktionsmengen landwirtschaftlicher Produkte.....	166
2.6.6	Änderung der Nutzung von Flächen mit Energiepflanzenanbau.....	171
2.6.7	Modellvalidierung für die Berechnung der Luftschadstoffe und Produktmengen....	171
2.7	Diskussion der Minderungswirkung der Klimaschutzmaßnahmen	173
2.7.1	„M1 - Senkung der N-Überschüsse“ und Maßnahmen im Bereich „Düngung und Pflanzenbau“	174
2.7.2	„M2 – Vergärung von Wirtschaftsdünger“ und Maßnahmen im Bereich „Biogas“ ..	176
2.7.3	„Fütterung und Züchtung“ und Maßnahmen in den Bereichen „Stall und Wirtschaftsdüngerlager“.....	178
2.7.4	„M3 – Ausbau des Ökolandbaus“ und strukturelle Maßnahmen.....	179
2.7.5	Gesamtbewertung des KSP und Gesamtkombinationen aller effektiven Maßnahmen	182
2.7.6	Bewertung der Wirksamkeit und Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen.....	183
3	Modellierung der THG-Emissionen der Quellgruppe mobile und stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft	185
3.1	Zielsetzung und Herangehensweise	185
3.1.1	Außenwirtschaft (Acker- und Grünlandbewirtschaftung)	186
3.1.1.1	Methodik.....	186
3.1.1.2	Einflussfaktoren des Dieselbedarfs für die Acker- und Grünlandbewirtschaftung	187

3.1.2	Innenwirtschaft (Nutztierhaltung).....	195
3.1.3	Unterglasanbau.....	200
3.2	Energieverbrauch und daraus resultierende THG-Emissionen aus mobiler und stationärer Feuerung	203
3.2.1	Acker- und Grünlandbewirtschaftung (Außenwirtschaft)	203
3.2.2	Nutztierhaltung (Innenwirtschaft).....	206
3.2.2.1	Energieverbrauch und THG-Emissionen in der Tierhaltung insgesamt.....	208
3.2.3	Unterglasanbau.....	208
3.2.4	Zusammenfassung der THG-Emissionen aus der stationären und mobilen Verbrennung in der Landwirtschaft und Abgleich mit dem Emissionsinventar	210
3.3	Minderungsoptionen in der Quellgruppe mobile und stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft	211
3.3.1	Klimaschutzmaßnahmen in der Acker- und Grünlandbewirtschaftung	211
3.3.2	Klimaschutzmaßnahmen in der Nutztierhaltung.....	217
3.3.3	Klimaschutzmaßnahmen im Unterglasanbau.....	217
3.4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	218
4	Modellierung der Emissionsminderungskosten der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft.....	220
4.1	Einleitung und Zielsetzung.....	220
4.2	Literaturrecherche zu Minderungskosten auf internationaler Ebene.....	222
4.3	Methodik zur Berechnung von THG-Minderungskosten	228
4.3.1	Grundsätzliches Vorgehen.....	228
4.3.2	Methodik M1: Senkung der N-Überschüsse, Ammoniak- und Lachgasemissionen ...	231
4.3.3	Methodik M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung	231
4.3.4	Methodik M3: Ausweitung des Ökolandbaus	233
4.3.4.1	Ökologischer Pflanzenbau	233
4.3.4.2	Ökologische Tierhaltung.....	235
4.3.5	Methodik zusätzlicher Maßnahmen.....	236
4.4	Ergebnisse zu Kosten und Emissionsminderungskosten der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft.....	242
4.4.1	Ergebnisse M1: Senkung der N-Überschüsse	242
4.4.2	Ergebnisse M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung	242
4.4.3	Ergebnisse M3: Ausweitung des Ökolandbaus.....	243
4.4.3.1	Ökologischer Pflanzenbau	243
4.4.3.2	Ökologische Tierhaltung.....	246

4.4.4	Ergebnisse der zusätzlichen Maßnahmen	247
4.5	Zusammenfassung	257
4.6	Fazit	261
5	Gesamtbewertung und Diskussion der Klimaschutzmaßnahmen	263
6	Fazit und Ausblick	268
7	Quellenverzeichnis	271
A	Anhang	289
A.1	Datenbasis zum Modell Ökolandbau	289
A.1.1	Erträge für Ackerkulturen	289
A.1.2	Erträge für Grünland	294
A.1.3	Erträge im Gartenbau	295
A.1.4	Tierleistungen im Ökolandbau	297
A.1.5	Sonstige Parameter	299
A.2	Annahmen für die Berechnung der Kosten für M3 „Ausbau des Ökolandbaus“	301

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Treibhausgas-Emissionen im Sektor Landwirtschaft ¹ 1990 – 2023 nach Kategorien.	45
Abbildung 2:	Treibhausgas-Emissionen im Sektor Landwirtschaft des KSG ¹ 1990 – 2023 nach Kategorien.....	46
Abbildung 3:	Entwicklung der N-Flächenbilanzüberschüsse in Deutschland ab 1995 bis 2021.	79
Abbildung 4:	Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Rindfleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023).....	104
Abbildung 5:	Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Geflügelfleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023).....	104
Abbildung 6:	Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Schweinefleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023)....	105
Abbildung 7:	Entwicklung der Mineraldüngerpreise als Einkaufspreis der Landwirtschaftsbetriebe und Abgabepreis des Handels (o. MwSt.) von Januar 2021 bis April 2024.....	107
Abbildung 8:	Entwicklung der Einsatzmengen von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen sowie des Anteil des Wirtschaftsdüngeranfalls, der vergoren wird, von 2011 – 2021 sowie für die Projektionen ab 2022.....	109
Abbildung 9:	Entwicklung des Anteils von Ökolandbau an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (UBA, 2023).....	110
Abbildung 10:	Abweichungen der eigenen Ergebnisse mit dem Modell EMMA-L-NC nach Quellbereichen gegenüber dem RMD 2023 von 1990 bis 2021.	116
Abbildung 11:	THG-Emissionen für den Sektor Landwirtschaft und den Quellbereich stationäre und mobile Feuerungsanlagen für 1990, 2010 bis 2020 und Projektionen ab 2021 nach Quellbereichen.....	118
Abbildung 12:	THG-Emissionen nach Quellbereichen für die Szenarien des Ökolandbau-Ausbaus.	123
Abbildung 13:	Entwicklung der Tierplätze in den Szenarien des Ökolandbau-Ausbaus.	124
Abbildung 14:	Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe im konventionellen Landbau und im Ökolandbau (inklusive der Varianten für Milchleistung und Fütterung aus der Sensitivitätsanalyse) gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.	125
Abbildung 15:	Mineraldüngereinsparungen [Gg N a ⁻¹] für alle Maßnahmen gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.....	128
Abbildung 16:	THG-Minderungen [t CO ₂ -Äq.] der Maßnahmen im Bereich (A) Düngung und Ackerbau gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.....	129
Abbildung 17:	THG-Minderungen [t CO ₂ -Äq.] der Maßnahmen im Bereich (B) Biogas gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.	130

Abbildung 18:	THG-Emissionen für die Baseline-Projektion 2030 und die Szenarien der Maßnahme ZBc „Änderung im Substratinput“ für die Quellgruppen Energiepflanzen und landwirtschaftliche Böden.....	131
Abbildung 19:	THG-Minderungen [t CO ₂ -Äq.] der Maßnahmen im Bereich (C) Stall und Lager gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.....	132
Abbildung 20:	Gegenüberstellung der THG-Emissionen nach Quellbereichen für die Maßnahme ZCe „Weidegang“ mit der Baseline-Projektion 2030.....	133
Abbildung 21:	Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe durch die Maßnahmen im Bereich (C) Stall und Lager gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.....	134
Abbildung 22:	THG-Minderungen [t CO ₂ -Äq.] der Maßnahmen im Bereich (D) Fütterung und Züchtung gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.	135
Abbildung 23:	Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe durch die Maßnahmen im Bereich (D) Fütterung und Züchtung gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.	136
Abbildung 24:	Entwicklung der Tierbestände nach Nutztierkategorien (GV-Einheiten) für die Maßnahmen mit Anpassung der Tierbestände.	137
Abbildung 25:	Ammoniakemissionen der Klimaschutzmaßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.	146
Abbildung 26:	Feinstaubemissionen (PM _{2,5}) für ausgewählte Maßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.	147
Abbildung 27:	NMVOC-Emissionen für ausgewählte Maßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.	148
Abbildung 28:	NO _x -Emissionen der Klimaschutzmaßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.	149
Abbildung 29:	Entwicklung der Energieproduktion aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und der daraus resultierenden THG-Emissionen für die Maßnahmen-Kombinationen.	160
Abbildung 30:	THG-Minderungen verschiedener Maßnahmen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf sowie Gesamtminderungswirkung.....	162
Abbildung 31:	THG-Minderungen der Kombinationen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf sowie Gesamtminderungswirkung.....	163
Abbildung 32:	THG-Minderungen der Kombinationen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf, im Energiesektor sowie Gesamtminderungswirkung.....	164
Abbildung 33:	Sensitivität des Ökolandbaumodells (M3) für Szenario 2 (20 % Ökolandbau) auf die Produktionsmengen (in Getreideeinheiten) im Pflanzenbau, in der Tierhaltung sowie insgesamt berechnet ggü. der Baseline 2030.....	168

Abbildung 34:	Sensitivität des Ökolandbaumodells (M3) für Szenario 2 (20 % Ökolandbau) auf die erzeugten Proteinmengen im Pflanzenbau, in der Tierhaltung sowie insgesamt berechnet ggü. der Baseline 2030.	169
Abbildung 35:	Änderung der Produktmengen (Getreideeinheiten und Proteinmengen) für zusätzliche Maßnahmen mit Änderungen in Gesamttierzahlen und/oder angebauten Kulturen ggü. der Baseline 2030.	170
Abbildung 36:	Ansatz zur Berechnung des Dieselvebrauchs und der THG-Emissionen im Bereich Pflanzenproduktion (Acker- und Grünlandbewirtschaftung).....	187
Abbildung 37:	Ansatz zur Berechnung des Dieselvebrauchs und der THG-Emissionen im Bereich der Nutztierhaltung.	195
Abbildung 38:	Prozentuale Verteilung der Schutzabdeckungen in den Bereichen Obstbau, Gemüsebau, Blumen und Zierpflanzen, Baumschulen und Sonstige.....	201
Abbildung 39:	Flächenspezifische THG-Emissionen 2021 nach Kulturarten.	204
Abbildung 40:	Flächenspezifischer Dieselvebrauch nach Kulturart und Anbauverfahren.....	213
Abbildung 41:	Grenzkostenvermeidungskurve für Deutschland mit Werten aus der Literatur und Projektergebnissen.....	227
Abbildung 42:	Veränderung der Anbauflächen einzelner Kulturen in den Szenarien der Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3).	244
Abbildung 43:	Maßnahmenkosten für einzelne Kulturen nach verschiedenen Szenarien und Mechanisierungsgraden (mit Berücksichtigung des Minderertrages).	245
Abbildung 44:	Ergebnisse der tierplatzspezifischen Maßnahmenkosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3) nach Tierkategorie für kleine und große Betriebsgrößen.	246
Abbildung 45:	Nationale Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung.	260

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht des THG-Minderungspotenzial (ggü. der Baseline-Projektion 2030) der KSP-Maßnahmen (inkl. aller Szenarien).....	28
Table 2:	Overview of the GHG reduction potential (compared to the baseline projection 2030) of the KSP measures (incl. all scenarios).....	39
Tabelle 3:	Anteil der Wirtschaftsdüngervergärung nach Wirtschaftsdüngerart für 2021 und für die Baseline-Projektionen für 2025 und 2030.	55
Tabelle 4:	Installierte Leistung, eingespeiste elektrische Energie und rechnerische Vollbetriebsstunden von Biogasanlagen von 2017 bis 2020.....	55
Tabelle 5:	Berechnete eingespeiste elektrische Energie für die Projektionsjahre 2025 und 2030.....	56
Tabelle 6:	Gasertrag, Methanertrag und äquivalente Menge an eingespeister elektrischer Arbeit in Biogasanlagen 2021.....	57
Tabelle 7:	Übersicht der Klimaschutzmaßnahmen für den Sektor Landwirtschaft im KSP 2030.	59
Tabelle 8:	Übersicht der zusätzlichen im Projekt untersuchten Maßnahmen.....	61
Tabelle 9:	Teilziele, Umsetzung und Implementierung der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".....	63
Tabelle 10:	Szenarien für die Implementierung der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".....	63
Tabelle 11:	Trockenmassegehalt und organischer Trockenmassegehalt verschiedener Wirtschaftsdüngerarten.	68
Tabelle 12:	Wirtschaftsdüngerinput in Biogasanlagen 2021 und für Baseline-Projektion 2030.....	69
Tabelle 13:	Energiepflanzeneinsatz in Biogasanlagen 2021.	69
Tabelle 14:	Berechnete Fermentervolumen und Einsatzmengen an Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen, IST-Situation 2021 und Baseline-Projektion 2030.	70
Tabelle 15:	Fermentervolumen und Energiepflanzenvergärung für die Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".....	72
Tabelle 16:	Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".	72
Tabelle 17:	Anteil des Ökolandbaus an den Anbauflächen der Kulturarten und Relativertragsfaktoren für Ackerkulturen.	75
Tabelle 18:	Szenarien der Maßnahme M3 "Ausweitung des Ökolandbaus".	77
Tabelle 19:	Emissionsfaktoren für Ammoniak bei Ausbringung mit Ansäuerung (Maßnahme ZAa).....	78
Tabelle 20:	Übersicht verschiedener Studien sowie einer Metaanalyse zu teilflächenspezifischer Düngung zum Versuchsaufbau sowie Versuchsergebnissen (Erträge, N-Düngemitelesatz, N-Überschuss, N-Ausnutzungseffizienz NUE).	80
Tabelle 21:	Anbaufläche und Mineraldüngereinsparung für die Kulturen Winterweizen, Winterraps und Körnermais für die Maßnahme „Teilflächenspezifische Düngung“ (Maßnahme ZAc).	81

Tabelle 22:	Flächen (ha) für Sommerungen und Ackergras ($\frac{1}{2}$ der Anbaufläche) in der BL 2030 und Veränderungen durch den Anbau von Sojabohnen bei 100 % (Szenario 1) bzw. 50 % (Szenario 2) Selbstversorgung mit Soja (Maßnahme ZAd).	82
Tabelle 23:	Parameter für die Berechnung der THG-Emissionen aus Ernterückständen für Sojabohnen (Maßnahme ZAd).	83
Tabelle 24:	Änderungen des Energiepflanzeneinsatz (1.000 t FM) bei Ausbau des Sojaanbaus bei 100 % (Szenario 1) bzw. 50 % (Szenario 2) Selbstversorgung mit Soja (Maßnahme ZAd).	83
Tabelle 25:	Änderungen in der Höhe der biologischen N-Fixierung und des Mineraldüngerbedarfs für den Ausbau des Sojaanbaus (Maßnahme ZAd).	84
Tabelle 26:	Szenarien für die Vergärung von Nebenernteprodukten (Maßnahme ZBa).	87
Tabelle 27:	Eigenschaften von Ackerrandstreifen für Berechnungen der Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).	89
Tabelle 28:	Eigenschaft von Gras aus Landschaftspflege für die Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).	90
Tabelle 29:	Anbauflächen und Einsatzmengen an Energiepflanzen für die Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).	90
Tabelle 30:	Tierbestände in BlmSchV-V+G-Betrieben und bei Absenkung der Bestandsgrenzen je Anlage auf $\frac{2}{3}$ der derzeitigen Bestandsgrenzen.	91
Tabelle 31:	Anteil der Tiere mit Weidehaltung und Weidedauer nach Rinderkategorien für Deutschland.	92
Tabelle 32:	Anteil der Weideflächen am Dauergrünland, Anteil der Milchkühe mit Weidehaltung sowie durchschnittliche Weidezeit für Milchkühe auf Bundeslandebene.	93
Tabelle 33:	Tiere mit Weidehaltung im Berichtsjahr 2021, in der Baseline-Projektion 2030 und für die Maßnahme „Weidegang“ (Maßnahme ZCe).	94
Tabelle 34:	Annahmen zu Tierleistungen, Haltungsdauer und Änderungen der Tierzahlen für die Maßnahme „Erhöhung der Lebensleistung“ (Maßnahme ZDA).	95
Tabelle 35:	Anzahl der gehaltenen Milchkühe nach Milchnutzungs- und Doppelnutzungsrassen sowie der Anteil der Milchnutzungsrassen an der Gesamtmilchkuhzahl.	96
Tabelle 36:	Milchleistung, MilCHFettgehalt und Milcheiweißgehalt verschiedener Milchkuhrassen aus Praxisdaten und Planungsdaten.	97
Tabelle 37:	Annahmen zu Tierleistungen und Tierzahlen für die beiden Szenarien für die Maßnahme „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ (Maßnahme ZDb).	99
Tabelle 38:	Ernährungsempfehlungen zum täglichen Verzehr von tierischen Produkten nach Planetary Health Diet (PHD) und Deutscher Gesellschaft für Ernährung (DGE) sowie die derzeitigen Verzehrsmengen und relative Änderung der Verzehrsmengen bei PHD und DGE.	101
Tabelle 39:	Selbstversorgungsgrad der landwirtschaftlichen Produkte Fleisch, Eier und Milch.	101
Tabelle 40:	Wirtschaftsdüngeranfall und Mineraldüngerbedarf für die Umsetzung der Ernährungsempfehlungen nach PHD (ZEa1) und DLG (ZEa2) sowie relative	

	Änderung des Mineraldüngerbedarfs gegenüber der Baseline-Projektion 2030.	102
Tabelle 41:	Tierzahlen für die Baseline-Projektion 2030 und bei Begrenzung der Vieh- besatzdichte auf 2 GV pro Hektar LF nach Tierkategorien (Maßnahme ZEb). 102	
Tabelle 42:	Minderung der Mineraldüngung bei Einführung einer N-Steuer auf N- Mineraldünger bei einem CO ₂ -Preis von 45 € t ⁻¹ CO ₂ und drei Annahmen zur Preiselastizität der N-Mineraldüngung (-0,1, -0,2 und -0,4).	107
Tabelle 43:	Ausgewählte Szenarien (Werte) der Maßnahmen M1 bis M3 des KSP für die Berechnung der Maßnahmenwirkung von drei Kombinationen.	108
Tabelle 44:	Ausgewählte Maßnahmen für die Kombination „Technische Maßnahmen“. 111	
Tabelle 45:	Ausgewählte Maßnahmen für die Kombination „Synergie-Maßnahmen“	111
Tabelle 46:	Ausgewählte Szenarien (Werte) der Maßnahmen M1 bis M3 des KSP sowie weiterer Maßnahmen für die Berechnung der Gesamtwirkung aller effektiven Maßnahmen.	113
Tabelle 47:	Vergleich der Ergebnisse zur THG-Emission aus der Landwirtschaft nach Berechnung mit dem Modell EMMA-L-NC mit den Ergebnissen des RMD 2023 für das Berichtsjahr 2021.	115
Tabelle 48:	THG-Emissionen der Landwirtschaft nach Berechnung mit EMMA-L-NC für die IST-Situation (2020) und die Projektionen für 2025 und 2030 und Vergleich mit RMD 2023.	117
Tabelle 49:	Vergleich der THG-Emissionsergebnisse des Standardmodells EMMA-L-NC mit dem nach konventionellem und Ökolandbau gesplitteten Modell für das Berichtsjahr 2021.	119
Tabelle 50:	Minderung der THG-Emissionen (in Mio. t CO ₂ -Äq.) und N-Mineraldüngung in den vier Szenarien der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".	119
Tabelle 51:	Minderung der THG-Emissionen [Mio. t CO ₂ -Äq.] in den vier Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".	120
Tabelle 52:	THG-Minderungspotenzial im Szenario 3 (70 % Wirtschaftsdüngerver- gärung) der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung" nach Quellbereichen.	121
Tabelle 53:	THG-Emissionsminderungspotenzial der Szenarien zum Ausbau des Ökolandbaus.	121
Tabelle 54:	Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen für das Ökolandbaumodell.	122
Tabelle 55:	THG-Minderungswirkung des Ausbaus des Ökolandbaus (M3) auf 20 % Flächenanteil (Szenario 2) in der Sensitivitätsanalyse.	122
Tabelle 56:	Änderung der Maßnahmenwirkung bei Zunahme des Ökolandbaus mit konstanten Gesamttierzahlen ggü. der Anpassung der Zusammensetzung des Tierbestands und der Gesamttierzahlen bei Szenario 2 bis 4.	124
Tabelle 57:	THG-Emissionsminderungspotenzial der zusätzlichen Maßnahmen.	126
Tabelle 58:	Übersicht der Änderungen bei Tierwohlhaltungsstufe 2 „Frischlufte“ anstatt Stufe 0 „Stall“ bzw. Stufe 1 „Stall“ für Mastschweine (Maßnahme ZEc).	138
Tabelle 59:	THG-Einsparung der Maßnahmen der drei Kombinationen „aktuelles KSP“, „maximale Wirkung“ und „realistische Annahmen“ jeweils einzeln und in der Gesamtwirkung.	141

Tabelle 60:	THG-Einsparung der Maßnahmenkombination „Technische Maßnahmen“ einzeln und in der Gesamtwirkung.	142
Tabelle 61:	THG-Einsparung der Maßnahmenkombination „Synergie-Maßnahmen“ einzeln und in der Gesamtwirkung.	142
Tabelle 62:	THG-Einsparung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ einzeln und in der Gesamtwirkung.	143
Tabelle 63:	Freisetzung von Luftschadstoffen (in Gg a ⁻¹) der verschiedenen Kombinationen der Klimaschutzmaßnahmen.	144
Tabelle 64:	Nitrat-Auswaschungspotenzial der verschiedenen Klimaschutzmaßnahmen.	152
Tabelle 65:	Wirkung der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung" auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	156
Tabelle 66:	Wirkung der Maßnahme ZAd „Anbau von Körnerleguminosen“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	157
Tabelle 67:	Wirkung der Maßnahme ZBa „Vergärung von Nebenernteprodukten“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	157
Tabelle 68:	Wirkung der Maßnahme ZBc „Änderung Substratinput (Blühstreifen)“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	158
Tabelle 69:	Wirkung der Maßnahmen ZDa „Erhöhung der Lebensleistung“ und ZDb „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	159
Tabelle 70:	Wirkung der Maßnahmen ZEa „Veränderter Konsum“ und ZEb „Verringerung der Viehbesatzdichte“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	159
Tabelle 71:	Wirkung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.	161
Tabelle 72:	Wirkung der Maßnahme M1 „Senkung der N-Überschüsse“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.	161
Tabelle 73:	Wirkung der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.	162
Tabelle 74:	Wirkung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.	165
Tabelle 75:	Wirkung der Maßnahme ZAd „Anbau von Körnerleguminosen (Soja)“ auf die Soja-Importmengen und die damit verbundenen THG-Emissionen.	165
Tabelle 76:	Wirkung der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ auf die Produktionsmengen insgesamt (in Getreideeinheiten) und die Proteinmengen.	167

Tabelle 77:	Flächeneinsparungen durch den geringeren Energiepflanzeneinsatz in den Maßnahmen M2 „Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung“ und ZBa „Vergärung von Nebenernteprodukten“	171
Tabelle 78:	Modellvergleich für die mit EMMA-L-NC berechneten Ammoniakemissionen für das Berichtsjahr gegenüber den Ergebnissen des RMD 2023.....	172
Tabelle 79:	Vergleich der im vorliegenden Projekt berechneten Bodenproduktion (in 1.000 t Getreideeinheiten) mit den Angaben des Statistischen Jahrbuchs der Landwirtschaft.	172
Tabelle 80:	Vergleich der im vorliegenden Projekt berechneten Tierproduktion (in 1000 t Getreideeinheiten) mit den Angaben des Statistischen Jahrbuchs der Landwirtschaft.	173
Tabelle 81:	Durchschnittliche Schlaggrößen in den Bundesländern und Zuordnung zu Standardschlaggrößen, Feld-Feld- und Feld-Hof-Entfernungen des KTBL-Rechners.	188
Tabelle 82:	Ackerbauliche Bearbeitbarkeit der Böden in den Bundesländern gemäß der Zuordnung der Bodenarten-Hauptgruppen.....	189
Tabelle 83:	Anteile der Bodenbearbeitungsverfahren auf Ackerflächen in den Bundesländern (Wirtschaftsjahr 2015/16).....	190
Tabelle 84:	Zuordnung des Maschinenbestands der Landwirtschaft in Deutschland (2021) zu den drei Leistungsklassen des KTBL-Dieselbedarfsplaners.	191
Tabelle 85:	Zuordnung der Kulturarten zu Referenz-Anbauverfahren für die Ermittlung der Dieselbedarfswerte nach KTBL.....	193
Tabelle 86:	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (in 1000 ha) nach Kulturarten ¹ in den Bundesländern 2021.....	194
Tabelle 87:	Tierbestandszahlen nach Tierkategorien in Deutschland (Jahr 2021).	196
Tabelle 88:	Tierkategorien in der Schweinehaltung unterteilt nach Haltungsformen und zugehöriger Kategorie der KTBL-Web-Anwendung "Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren"	197
Tabelle 89:	Energiebedarf zur Beheizung von Schweineställen im Jahr 2021.	198
Tabelle 90:	Tierkategorien der Hühnerhaltung.....	198
Tabelle 91:	Energiebedarf zur Beheizung von Hühnerställen im Jahr 2021.	199
Tabelle 92:	Energiebedarf von Milchviehställen (Stallmodelle ¹ nach KTBL (2014a)).	199
Tabelle 93:	Aggregierte Tierkategorien nach NID 2023 mit assoziierten Großvieh-Einheiten	200
Tabelle 94:	Verwendung von Schutzabdeckungen im Gemüse- und Gartenartenbau in Deutschland 2016 nach Auswertung über das Forschungsdatenzentrum.	202
Tabelle 95:	Energieverbrauch nach Energieträgern in Unterglaskulturen in Deutschland (Destatis 2018).....	202
Tabelle 96:	Dieselvebrauch und THG-Emissionen der Acker- und Grünlandbewirtschaftung 2021 in Deutschland nach Kulturarten.	203
Tabelle 97:	Dieselmkraftstoffverbrauch nach Bundesländern für Ackerland und Grünland im Jahr 2021.	205
Tabelle 98:	Dieselvebrauch in der Außenwirtschaft nach verschiedenen Quellen.....	205

Tabelle 99:	Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas in der Schweinehaltung im Jahr 2021.	206
Tabelle 100:	Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas in Hühnerställen im Jahr 2021.....	207
Tabelle 101:	Energiebedarf, Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas und Diesel in der Rinderhaltung 2021.	207
Tabelle 102:	Energieverbrauch und assoziierte THG-Emissionen resultierend aus der Verbrennung von Erdgas und Diesel bei der Nutztierhaltung im Jahr 2021....	208
Tabelle 103:	Energieträger im Unterglasanbau und assoziierte THG-Emissionen im Jahr 2016 nach ASE (2016).	209
Tabelle 104:	THG-Emissionen nach Art der Schutzabdeckung.	210
Tabelle 105:	Zusammenfassung der THG-Emissionen der Quellgruppe stationäre und mobile Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft in Deutschland 2021.....	210
Tabelle 106:	THG-Emissionen der Quellgruppe stationäre und mobile Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft aus der Emissionsberichterstattung für 2021.	211
Tabelle 107:	Dieserverbrauch in der Außenwirtschaft nach verschiedenen Quellen.....	211
Tabelle 108:	Reduzierung des flächenspezifischen Dieselbedarfs bei Vergrößerung der Schlaggrößen.	212
Tabelle 109:	Dieselbedarf und Arbeitszeitbedarf in Abhängigkeit von der Mechanisierungsstufe (Bsp. Winterweizen-Backweizen).	214
Tabelle 110:	Einsparpotenziale im Unterglasanbau.	217
Tabelle 111:	THG-Minderungskosten und THG-Minderungspotenzial Deutschland, abgeleitet aus nationaler und internationaler Literatur sowie E-MoLL-Projektergebnissen.....	224
Tabelle 112:	Einschätzung des THG-Minderungspotenzials der Projektmaßnahmen (E-MoLL) und deren Kosten (abgeleitet aus der Literaturanalyse).	226
Tabelle 113:	Annahmen zur Berechnung der Kosten der Wirtschaftsdüngertransporte.....	232
Tabelle 114:	Datenherkunft und Annahmen zur Berechnung der Kosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus.....	234
Tabelle 115:	Ausbringkosten der berücksichtigten Verfahren für Wirtschaftsdünger 2021.	236
Tabelle 116:	Ertragsveränderungen bei Einsatz von Leguminosen (ZAd) und DAKfL.....	237
Tabelle 117:	Produkte, Preise und Anwendungsempfehlungen für Nitrifikationshemmer.	238
Tabelle 118:	Marktpreise Weizen nach Qualitätsstufen.....	239
Tabelle 119:	Nationale Anbauflächen der Maßnahme ZBc und zugeordnete DAKfL.	240
Tabelle 120:	Investitionsbedarf und Mehrkosten pro Tierplatz bei Installation von Kühlrippen zur GÜllekühlung in Schweineställen 2021.	241
Tabelle 121:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei einer Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (M2).	243
Tabelle 122:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3)	245
Tabelle 123:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3) für kleine und große Betriebsgrößen	247

Tabelle 124:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten der Gülle-Ansäuerung vor Ausbringung (ZAa).....	247
Tabelle 125:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für teil-flächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc).....	248
Tabelle 126:	Emissionsminderungskosten durch den Rückgang der Energieproduktion bei Ausweitung des Anbaus von Leguminosen (ZAd).....	249
Tabelle 127:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung des Anbaus von Leguminosen (ZAd).	249
Tabelle 128:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für den vermehrten Anbau von Zwischenfrüchten (ZAE).	250
Tabelle 129:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen (ZAf).	251
Tabelle 130:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten des Abbaus von Sicherheitszuschlägen (ZAg)	251
Tabelle 131:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh).....	252
Tabelle 132:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die vermehrte Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa).....	253
Tabelle 133:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die vermehrte Nutzung von nicht-flächenverbrauchenden Biogas-Substraten (ZBc).	254
Tabelle 134:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Optimierung des Wirtschaftsdünger-Managements in Ställen und emissionsoptimierte Offenställe (ZCa/b).	255
Tabelle 135:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Güllekühlung in Schweineställen (ZCc).....	255
Tabelle 136:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Gülle-Ansäuerung in Schweineställen (ZCd).	256
Tabelle 137:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für Methanogenese-hemmende Güllezusätze auf Basis von CaCN_2 (ZCf).	256
Tabelle 138:	THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für Futter-zusätze für Wiederkäuer (ZDd).....	256
Tabelle 139:	Übersicht der THG-Minderungspotenziale und THG-Minderungskosten der untersuchten Maßnahmen, die in der nationalen Grenzkostenkurve dargestellt werden.	258
Tabelle 140:	Jährliche Hektarerträge (dt ha^{-1}) der Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 in Deutschland und mittlerer Ertrag über diesen Zeitraum (alle Anbauverfahren).	290
Tabelle 141:	Jährliche Hektarerträge (dt ha^{-1}) der einzelnen Ackerkulturen im Ökolandbau im Zeitraum 2011 bis 2020 und mittlerer Ertrag über diesen Zeitraum.	291
Tabelle 142:	Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall der Hektarerträge verschiedener Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 (alle Anbauverfahren).....	291
Tabelle 143:	Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall der Hektarerträge verschiedener Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 im Ökolandbau.....	292

Tabelle 144:	Vergleich der mittleren Hektarerträge (in dt ha ⁻¹) für Ackerkulturen im konventionellen und im ökologischen Landbau nach den verschiedenen Datenquellen.	292
Tabelle 145:	Relation der Erträge im Ökolandbau zum konventionellen Landbau und prozentuale Abweichung zwischen den beiden Werten.....	293
Tabelle 146:	Kulturspezifische Faktoren zur Berechnung der Erträge im Ökolandbau in den Szenarien und Projektionsjahren aus den bisher genutzten Aktivitätsdaten für Erträge im Ackerbau.....	294
Tabelle 147:	Vergleich der mittleren Hektarerträge (in t ha ⁻¹) von Dauergrünland im konventionellen und im ökologischen Landbau (n. KTBL, 2022).	295
Tabelle 148:	Aus Anbauflächen und Erntemengen berechnete Hektarerträge im Feldgemüsebau für das Jahr 2021.....	296
Tabelle 149:	Gegenüberstellung der jährlichen Milchleistung (kg Kuh ⁻¹ a ⁻¹) im Ökolandbau und für alle Betriebsformen aus den Ergebnissen des Testbetriebsnetzes.	297
Tabelle 150:	Durchschnittliche Milchleistung [kg an ⁻¹] der ökologisch gehaltenen Milchkühe für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen und die über die Jahre gemittelte Milchleistung.	298
Tabelle 151:	Durchschnittliche Milchleistung [kg an ⁻¹] der konventionell gehaltenen Milchkühe für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen und die über die Jahre gemittelte Milchleistung.	298
Tabelle 152:	Relativwert von ökologischer Milchleistung zu konventioneller Milchleistung für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen sowie nach Milchkuhzahl gewichteten Mittelwerte und über Jahre gemittelten Relativwerte.	299
Tabelle 153:	Annahmen für die Berechnung der Kosten für Maßnahme M3 – Pflanzenbau.	301
Tabelle 154:	Annahmen für die Berechnung der Kosten für M3 – Nutztierhaltung.	303
Tabelle 155:	Annahmen ZCa und ZCb (Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements im Stall) und Referenzen.	304
Tabelle 156:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3, Szenarien 2 bis 3), mit und ohne Berücksichtigung der Ertragsdifferenz.....	305
Tabelle 157:	THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3, Szenarien S2 bis S4) für große Betriebsgrößen, mit und ohne Berücksichtigung der Ertragsdifferenz.....	306

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
Äq.	Äquivalente
ASE	Agrarstrukturerhebung
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BImSch	Bundesimmissionsschutz
BL	Baseline; Referenzszenario
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BÖL	Bundesprogramm Ökologischer Landbau
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CCM	Corn-Cob-Mix
CNG	Compressed Natural Gas
CRF	Inventarkategorien nach dem Common Reporting Format
DAKfL	Direkt- und Arbeitserledigungskostenfreie Leistung
DE	Deutschland
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DüV	Düngeverordnung
ECHA	Europäische Chemikalien Agentur
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EKfL	Einzelkostenfreie Leistung
EMEP	European Monitoring und Evaluation Programme
EMMa-L-NC	Modell zur Berechnung gasförmiger Emissionen aus der Landwirtschaft nach Inventarmethodik
ESR	Effort Sharing Regulation
ETS	Emissionshandelssystem
EU	Europäische Union
FDZ	Forschungsdatenzentrum
FM	Frischmasse
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GAS-EM	Inventar-Modell zur Berechnung des gasförmigen Emissionen aus der Landwirtschaft (Thünen-Institut)
GKK	Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung
GtL	Gas to Liquid
GV	Großvieheinheiten
HE	Hessen
HH	Hansestadt Hamburg
iLUC	Indirect Landuse Change
IPCC	International Panel on Climate Change
KAS	Kalkammonsulfat

Abkürzung	Beschreibung
KHT	Kot-Harn-Trennung
KSG	Klimaschutzgesetz
KSP	Klimaschutzprogramm 2030
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
LF	Landwirtschaftliche Nutzungsfläche
LKV	Landeskontrollverband
LNG	Liquefied Natural Gas
LULUCF	Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
LZ	Landwirtschaftszählung
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NEC	Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (National Emission Ceilings)
NI	Niedersachsen
NID	National Inventory Document
NLRP	Nationales Luftreinhalteprogramm
NMVOC	Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC)
NRW	Nordrhein-Westfalen
ÖL	Ökologischer Landbau
PHD	Planetary Health Diet
PSM	Pflanzenschutzmittel
REACH	Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
RL	Richtlinie
RMD	Report on Methods and Data, Submission 2022 und 2023; Methodenhandbuch zur Emissionsberichterstattung des Sektors Landwirtschaft
RP	Rheinland-Pfalz
SCHER	Scientific Committee on Health and Environmental Risks
SH	Schleswig-Holstein
SN	Sachsen
SL	Saarland
ST	Sachsen-Anhalt
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
TH	Thüringen
THG	Treibhausgase
TM	Trockenmasse
TI	Thünen Institut
UBA	Umweltbundesamt
VS	Volatile solids, organische Trockenmasse
WAM	With advanced measures
WBAE	Wissenschaftlichen Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz
WD	Wirtschaftsdünger (aus der Tierhaltung und Biogaserzeugung)
WM	With measures

Abkürzung	Beschreibung
WBW	Wissenschaftlichen Beirat für Waldpolitik beim BMEL
ZSE	Zentrales System Emissionen

Zusammenfassung

Mit dem Klimaschutzgesetz (KSG) hat sich Deutschland dazu verpflichtet, seine Treibhausgas(THG)-Emissionen bis 2030 um mindestens 65 % und bis 2040 um mindestens 88 % zu senken. Der Sektor Landwirtschaft (CRF-Sektor 3, ohne Betrachtung von Brennstoffen) hat im Jahr 2023 52,2 Mio. t CO₂-Äq. freigesetzt, was 7,7 % der nationalen Emissionen (ohne LULUCF) entspricht (UBA 2024d). Mit dem novellierten KSG (v. 15.07.2024) wurden unter anderem die bindende Wirkung der sektorspezifischen Emissionshöchstmengen aufgehoben. Das bedeutet, dass die Sektorziele zwar erhalten bleiben, eine Überschreitung der Zielwerte aber keine Konsequenzen hat und keine Maßnahmen im betreffenden Sektor ergriffen werden müssen. Somit entfällt das Sofortprogramm, das bisher bei Nichteinhaltung vorgelegt werden musste, um die Zielerreichung der Sektorenziele zu unterstützen. In zwei jüngst ergangenen Urteilen des OVG Berlin-Brandenburg (OVG 11 A 22/21, OVG 11 A 31/22) ist die Bundesregierung jedoch dazu verpflichtet worden, das Klimaschutzprogramm (KSP) 2023 um weitere erforderliche Maßnahmen zu ergänzen, damit die sektorspezifischen Emissionshöchstmengen des KSG (i. d. Fssg. v. 24.06.2021) eingehalten werden. Diese Urteile wurden jedoch vor Novellierung des Klimaschutzgesetzes gefällt. Der Expertenrat für Klimafragen hat in einem Sondergutachten (v. 03.06.2024) festgestellt, dass das Emissionsziel für 2030 voraussichtlich überschritten werden wird, und empfiehlt die zeitnahe Prüfung weiterer klimapolitischer Maßnahmen (Expertenrat für Klimafragen 2024). Vor diesem Hintergrund ist die Entwicklung und Bewertung zusätzlicher Klimaschutzmaßnahmen in den einzelnen Sektoren von höchster Aktualität und Dringlichkeit.

Das vorliegende Projekt im Auftrag des Umweltbundesamtes leistet dazu einen Beitrag für den Bereich Landwirtschaft. Für drei Maßnahmen des Klimaschutzprogramms 2030 wurden die Minderungswirkungen quantifiziert und 25 zusätzliche Maßnahmen für die Landwirtschaft identifiziert und bewertet. In ersten Schritt wurden die Einzelmaßnahmen bewertet (Kap. 2). Im Anschluss sind die effektivsten Maßnahmen kombiniert berechnet worden, wobei Überlagerungseffekte berücksichtigt wurden. Neben dem THG-Minderungspotenzial wurden auch die Kosten für die Umsetzung einzelner Maßnahmen (Kap. 4) und die Trade-offs (Kap. 2) berechnet.

Zum landwirtschaftlichen Sektor nach KSG-Einteilung zählt auch die Quellgruppe „mobile und stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft“ (CRF-Sektor 1.A.4c). Um zukünftig Klimaschutzmaßnahmen für diesen Teilbereich des landwirtschaftlichen Sektors berechnen zu können, wurde zudem ein eigenes Modell entwickelt, das für die Quantifizierung von Energieeffizienzmaßnahmen in der stationären und mobilen Feuerung in Bezug auf Energieeinsparungen und THG-Minderungen genutzt werden kann (Kap. 3).

THG-Minderungswirkungen der landwirtschaftlichen Maßnahmen des Klimaschutzprogramms 2030 (KSP)

Für die Berechnung der Emissionen von Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Kohlenstoffdioxid (CO₂) aus der Landwirtschaft in Deutschland wurde das EMMA-L-NC-Modell² (weiter-)entwickelt. EMMA-L-NC bildet den landwirtschaftlichen Sektor nach Definition des International Panel on Climate Change (IPCC 2006) ab und basiert methodisch auf dem „Report on methods and data“ (kurz RMD) 2023 (Rösemann et al. 2023), welches Grundlage des „PY-GAS-EM“-Modells des Thünen Instituts ist. Dieses Modell und die zugrundeliegende Methodik

² EMMA-L-NC: Modell der Uni Gießen, das auf der Methodik des Emissionsinventars (Rösemann et al. 2023) basiert und ursprünglich im Rahmen des EMMA-Projekts (Häußermann, U.; Bach, M.; Breuer, L.; Döhler, H. 2020) entwickelt wurde.

werden für die jährliche Berichterstattung zu Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft (UBA 2024d, 2023b), den sog. Emissionsinventaren, genutzt.

Die Eingangsdaten wurden überwiegend aus dem Tabellenanhang RMD 2023 übernommen und Verteilhäufigkeiten aus Landwirtschaftszählungen etc. ausgewertet. Die Berechnungen erfolgten für den Zeitraum von 1990 bis 2021 jährlich, die Ergebnisse wurden mit dem RMD verglichen. Für das Berichtsjahr 2021 liegt die Abweichung bei lediglich -0,95 %, weshalb sich EMMA-L-NC sehr gut dazu eignet, die THG-Emissionen für den landwirtschaftlichen Sektor abzubilden. Für den Zeitraum 2021 bis 2030 wurden jährliche Projektionen berechnet. Die Eingangsdaten der Projektionen basieren größtenteils auf der Thünen-Baseline in Verbindung mit den für den Projektionsbericht 2023 (Harthan et al. 2023) und das 2. Nationale Luftreinhalteprogramm (BMUV 2023) aktualisierten Annahmen für die Thünen-Baseline. Zum Trendverlauf gasdichter Gärrestlager, zu Anbauflächen spezifischer Kulturen (Gemüse, Ackerkulturen außer Getreide und Raps) und zum Anbau von Energiepflanzen wurden z.T. eigene Annahmen entwickelt.

Die THG-Minderungswirkungen gegenüber der Baseline-Projektion für 2030 wurden für drei zentrale, landwirtschaftliche Maßnahmen des Klimaschutzprogramms (KSP) 2030 untersucht:

- ▶ Senkung der Stickstoffüberschüsse (M1)
- ▶ Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger (M2)
- ▶ Ausweitung des Ökolandbaus (M3).

Die Maßnahme "Verringerung der THG-Emissionen in der Tierhaltung" konnte nicht berücksichtigt werden, da im KSP bislang keine differenzierten Einzelmaßnahmen und Instrumente enthalten sind, mit denen die Teilziele umgesetzt und erreicht werden sollen. In den zusätzlichen Maßnahmen sind jedoch auch solche enthalten, die THG-Emissionen aus der Tierhaltung mindern. Die KSP-Maßnahme "Energieeffizienzsteigerung (Quellgruppe Feuerungsanlagen)" ist Gegenstand des neu entwickelten Modells zu „mobilen und stationären Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft“ (s. Kapitel 3).

Senkung der Stickstoffüberschüsse (M1)

Eine Senkung der N-Überschüsse (M1) wurde für die Szenarien "Umsetzung Düngeverordnung", "Begrenzung Überschuss N-Gesamtbilanz auf 70 kg N ha⁻¹ LF auf Bundesebene" und "Begrenzung Überschuss N-Gesamtbilanz auf 70 kg N ha⁻¹ LF auf Kreisebene" modelliert. Die drei Szenarien unterscheiden sich dahingehend, auf welcher regionalen Ebene die N-Überschüsse gemindert werden (Bundesebene in Szenario 1, Kreisebene in Szenario 2 und 3) und ob berücksichtigt wird, dass auf Kreisebene nur so viel Mineraldünger eingespart werden kann wie ausgebracht wird (Szenario 3). Weiterhin beinhaltet M1 die Minderung der indirekten und der direkten Lachgasemissionen durch die Senkung der Ammoniakemissionen im Zuge der Umsetzung der NEC-Richtlinie sowie durch angepasste Düngungstechniken nach Vorgabe der Düngeverordnung. Im Ergebnis werden für die drei Szenarien der Maßnahme M1 (Senkung N-Überschüsse) Minderungen von 0,5 Mio. t CO₂-Äq. bis zu rund 1,7 Mio. t CO₂-Äq. berechnet. Die eingesparte Mineraldüngermenge beläuft sich auf 130 – 420 Gg N. Die geringste Minderung (sowohl an Mineraldünger als auch an THG-Freisetzung) wird durch die Umsetzung der Düngeverordnung erreicht. Durch die Umsetzung der NEC-Szenarien, auf Basis des 2. Nationalen Luftreinhalteprogramms, ergibt sich ein zusätzliches Minderungspotenzial von 0,5 Mio. t CO₂-Äq.

Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger (M2)

Die Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger (M2) wurde für vier Szenarien berechnet, die einen steigenden Anteil der anfallenden Wirtschaftsdüngermenge betrachten (30 %, 50 %, 63 % und 70 %). Im KSP ist der schrittweise Ausbau von derzeit 21,5 % auf 30 %, 50 % und 70 % festgeschrieben, inklusive einer technisch gasdichten Gärrestlagerung, die derzeit bei etwa 60 % der Gärrestlager bei Wirtschaftsdüngervergärung vorhanden ist. Für das 4. Szenario wurden anhand des bestehenden Anlagenbestandes auf Kreisebene die Aufnahmekapazitäten berechnet. Es wurde angenommen, dass das Fermentervolumen die Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung limitiert und dass Wirtschaftsdünger höchstens einen Anteil von 80 % an der Frischmasse erreichen können. Dadurch ergibt sich eine maximale Aufnahmekapazität von 63 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers. Das THG-Minderungspotenzial liegt zwischen 0,6 – 4,2 Mio. t CO₂-Äq., mit 100 % technisch gasdichten Gärrestlager steigt das Minderungspotenzial auf 1,1 – 5,0 Mio. t CO₂-Äq. an. Damit ist die Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung bei größtmöglicher Umsetzung die effektivste der drei KSP-Maßnahmen.

Ausweitung des Ökolandbaus (M3)

Für die Untersuchung der Ausweitung des Ökolandbaus (M3) wurde die Datengrundlage in konventionelle und ökologische Landwirtschaft aufgeteilt und die im Modell genutzten Aktivitätsdaten, wie bspw. Erträge und Tierleistungen, wurden, soweit erforderlich, für die spezifischen Produktionsbedingungen des Ökolandbaus modifiziert. Im ersten Szenario wird nur die Mineraldüngereinsparung betrachtet, die sich beim Ausbau des Flächenanteils auf 20 % Ökolandbau an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) ergibt. Die drei weiteren Szenarien berechnen die Emissionen, die bei einem Flächenanteil von 20 %, 25 % und 30 % Ökolandbau entstehen. Im Gegensatz zum ersten Szenario werden nicht nur Änderungen in der N-Mineraldüngung, sondern auch Änderungen in der Zusammensetzung und Gesamtzahl des Tierbestands, in der Flächennutzung (angebaute Kulturen) sowie veränderte Tierleistungen berücksichtigt. Hierfür wurde die ursprüngliche Methodik nach Rösemann et al. (2023) erweitert, sodass eine Berechnung der THG-Emissionen für konventionellen Landbau und für ökologischen Landbau separat und an die jeweilige Bewirtschaftungsweise angepasst erfolgen kann. Um den Einfluss der Ökolandbau-spezifischen Annahmen zu Erträgen, Tierleistungen, Fütterung sowie zum Tierbestand im Ökolandbau auf die THG-Emissionen und somit auch auf das THG-Minderungspotenzials zu prüfen, werden für diese Faktoren Sensitivitäten berechnet. Die Gesamtemissionen des Ökolandbau-Teilmodells werden am stärksten von den Annahmen zur Milchleistung beeinflusst (max. 3,7 % Änderung). Den geringsten Einfluss hat die Fütterung (0,8 % Änderung). Für die Ausweitung des Ökolandbaus auf 20 % ergibt sich eine Minderung von 0,8 Mio. t CO₂-Äq., wenn nur die Mineraldüngereinsparung berücksichtigt wird. Die Gesamtemissionsminderung steigt auf 1,6 Mio. t CO₂-Äq. an, wenn die gesamte Datengrundlage angepasst wird. Dabei werden verminderte Erträge und Tierleistungen des Ökolandbaus gegenüber dem konventionellen Landbau berücksichtigt. Beim Ausbau des Ökolandbaus auf einen Flächenanteil von 25 % bzw. 30 % ist ein Minderungspotenzial von 3,1 – 4,6 Mio. t CO₂-Äq. vorhanden. In den drei Szenarien, in denen die Datengrundlage angepasst wird, ist ein Rückgang der Gesamt tierplatzzahlen von 2,3 % bis zu 6,6 % der Großvieheinheiten (GV) vorhanden. Wird mit konstanten Gesamt tierzahlen gerechnet, d.h. werden alle weiteren Parameter und Daten beibehalten, liegt das Minderungspotenzial statt 1,6 – 4,6 Mio. t CO₂-Äq. nur noch bei 1,5 – 2,9 Mio. t CO₂-Äq., das Minderungspotenzial sinkt folglich um 3,5 – 37,9 %. Jedoch sind nicht ausschließlich die geringeren Gesamt-GV-Einheiten sowie die Mineraldüngereinsatzmengen ausschlaggebend für die hohen Minderungspotenziale dieser Maßnahme: auf den Tierplatz bezogen sind die THG-Emissionen im Ökolandbau für Milchkühe

wesentlich geringer als im konventionellen Landbau, welches jedoch auch durch die geringeren Milchleistungen im Ökolandbau verursacht wird. Bei Mastschweinen verhält es sich umgekehrt, hier ist der konventionelle Landbau auf den Tierplatz bezogen emissionsärmer.

Gesamtwirkung des KSP-Maßnahmen

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der THG-Minderungswirkung der einzelnen KSP-Maßnahmen (Senkung N-Überschüsse aus 70 kg N ha⁻¹, 70 % Wirtschaftsdüngervergärung und 20 % Flächenanteil Ökolandbau) dargestellt. Für die Gesamtwirkung der drei landwirtschaftlichen Maßnahmen des KSP 2030 können aufgrund von Überlagerungseffekten bzw. Doppelzählungen die Minderungspotenziale der Maßnahmen nicht aufsummiert werden. Beispielsweise werden Mineraldüngereinsparungen durch die Umstellung auf Ökolandbau nicht zusätzlich für die Senkung der N-Überschüsse eingespарт. Das kombinierte Gesamtpotenzial wird auf 7,2 Mio. t CO₂-Äq. im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 geschätzt.

Die Erreichung der Ziele des Klimaschutzprogramms von 20 % Ökolandbau und die Vergärung von 70 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers bis 2030 erfordert eine Verdopplung des ökologisch bewirtschafteten Flächenanteils und eine Verdreifachung der Wirtschaftsdüngervergärung gegenüber heute. Die Erreichung dieser Ausbauziele in den verbleibenden fünf Jahren erscheint fraglich. Es wurden daher zwei weitere Kombinationen der drei Klimaschutzmaßnahmen berechnet, welche sich in der Wahl der jeweiligen Szenarien für die Klimaschutzmaßnahmen unterscheiden. In einer Kombination wird als maximale Wirkung, die aus derzeitiger Sicht technisch unter besten Voraussetzungen umsetzbar erscheint, eine Minderung von 10,0 Mio. t CO₂-Äq. ermittelt. Mit den Umsetzungsgraden der Einzelmaßnahmen, die aktuell als realistisch erreichbar eingestuft werden, kann in Kombination jedoch nur eine Minderung von 3,5 Mio. t CO₂-Äq. erreicht werden.

Tabelle 1: Übersicht des THG-Minderungspotenzial (ggü. der Baseline-Projektion 2030) der KSP-Maßnahmen (inkl. aller Szenarien).

KSP-Maßnahme	THG-Minderungspotenzial [Mio. t CO ₂ -Äq.]
M1: Senkung der N-Überschüsse	0,5 – 1,7
M2: Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger	1,1 – 5,0
M3: Ausweitung des Ökolandbaus	0,8 – 4,6

THG-Minderungswirkungen zusätzlicher Maßnahmen in der Landwirtschaft

Neben diesen drei zentralen KSP-Maßnahmen wurden 25 zusätzliche Klimaschutzmaßnahmen aus den Bereichen Düngung und Ackerbau, Biogas, Stall und Wirtschaftsdüngerlager, Fütterung und Züchtung sowie strukturelle Maßnahmen identifiziert und ihr Minderungspotenzial berechnet. Für ausgewählte Maßnahmen wurden Szenarien berechnet.

Im Bereich Düngung und Ackerbau wurden u.a. der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen, der Ausbau des Körnerleguminosenanbaus und eine optimierte Düngeplanung untersucht. Diese drei Maßnahmen sind mit 1 Mio. t CO₂-Äq. (Nitrifikationshemmer), 0,6 -1,2 Mio. t CO₂-Äq. (Körnerleguminosen) und 0,5 Mio. t CO₂-Äq. (optimierte Düngeplanung) THG-Minderung die effektivsten der untersuchten Maßnahmen. Die Minderungswirkungen der anderen Maßnahmen (teilflächenspezifische Düngung mit Sensoren, Zwischenfruchtanbau, Abbau von Sicherheitszuschlägen, Ansäuerung bei Gülle- und Gärrestausbringung sowie die Verminderung der Spätdüngergabe bei Weizen) liegen zwischen <0,1 – 0,3 Mio. t CO₂-Äq. und sind somit wesentlich geringer.

Im Bereich Biogas wird zum einen der Einsatz alternativer Substrate wie Blühstreifenschnitt und Ernterückstände (Stroh und Zuckerrübenblatt) und zum anderen die Entfrachtung von Überschussregionen durch Gärrestaufbereitung untersucht. Entfrachtung bedeutet, dass aus Regionen mit hohen N-Überschüssen, kurz „Überschussregionen“, Wirtschaftsdünger in Regionen mit geringen N-Überschüssen und somit einem Potenzial für die effiziente Verwertung von Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern, den „Aufnahmeregionen“, transportiert werden. In diesem Fall wird der Stickstoff durch Gärrestaufbereitung in eine transportwürdigere Form umgewandelt. Kreise mit N-Gesamtüberschüssen von $> 70 \text{ kg N ha}^{-1}$ wurden als Überschussregionen definiert. In diesen Kreisen wird durch Gärrestaufbereitung eine Verfrachtung der aufbereiteten Gärreste in Aufnahmeregionen ($< 70 \text{ kg N ha}^{-1}$) angenommen, in denen dadurch der N-Mineraldüngereinsatz sinkt. Diese Maßnahme kann bis zu 0,3 Mio. t CO_2 -Äq. THG-Minderung im landwirtschaftlichen Sektor führen. Die beiden anderen Maßnahmen sind mit -0,6 – 0,1 Mio. t CO_2 -Äq. (Nebenernteprodukte) bzw. -0,4 -0,1 (Blühstreifen) emissionssteigernd bzw. nur minimal emissionsmindernd. Die alternativ eingesetzten Substrate (Blühstreifen und Nebenernteprodukte) haben einen höheren N-Gehalt als die substituierten Energiepflanzen. Dadurch ist der N-Gehalt in den Gärresten höher, was zu höheren Lachgasemissionen bei der Gärrestausrückführung führt. Sie stellen folglich keine effektiven Klimaschutzmaßnahmen dar.

Im Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager weisen die Ansäuerung im Stall sowie der Einsatz von Methanogenese-hemmenden Güllezusätzen, d.h. die Methanbildung wird gemindert, mit 1,6 bzw. 1,4 Mio. t CO_2 -Äq. die höchsten Minderungspotenziale auf. Die stallbaulichen Maßnahmen (Gülleabkühlung und emissionsoptimierter Offenstall) sowie verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement durch schnellere Entmistung des Stalls können die THG-Emissionen um 0,1 – 0,4 Mio. t CO_2 -Äq. mindern. Die Zunahme von Weidehaltung bei Milchkühen, d.h. mehr Milchkühe haben Weidezugang als in der Baseline-Projektion, hat in Summe keine Auswirkungen (-0,03 Mio. t CO_2 -Äq.) auf die THG-Emissionen.

Für den Bereich Fütterung und Züchtung wurde für die Fütterung der Einsatz von Methanogenese-hemmenden Futterzusätzen bei Milchkühen untersucht. Diese Maßnahme ist mit 1,3 Mio. t CO_2 -Äq. die effektivste Maßnahme in diesem Bereich. Die N-reduzierte Fütterung wirkt bei Mastschweinen emissionsmindernd, bei Milchkühen hingegen führt die N-reduzierte Fütterung zu erhöhten THG-Emissionen, da in N-reduzierten Futterrationen mehr Rohfaser enthalten ist, welches zu erhöhten Methanemissionen aus der enterischen Fermentation führt. In Summe steigen die Emissionen um 0,3 Mio. t CO_2 -Äq. an. Die Erhöhung der Lebensleistung von Milchkühen weist ein Minderungspotenzial von 0,1 Mio. t CO_2 -Äq. auf, die Wirkung ist somit eher gering. Die Wirkung der Förderung von Mehrnutzungsrindern ist sehr stark davon abhängig, ob die Umstellung in der Milchkühhaltung die Fleischrinderhaltung beeinflusst. Werden durch Mehrnutzungsrinder weniger Fleischrinder gehalten, da der Fleischbedarf auch durch die Mehrnutzungsrinder gedeckt wird, liegt das THG-Minderungspotenzial bei 0,8 – 1,3 Mio. t CO_2 -Äq. Findet keine Anpassung in der Fleischrinderhaltung statt, steigen die THG-Emissionen stark auf 2,2 Mio. t CO_2 -Äq. an.

Aus dem Bereich strukturelle Maßnahmen ist die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha^{-1} mit 2,0 Mio. t CO_2 -Äq. die effektivste Klimaschutzmaßnahme. Die Einführung einer N-Steuer auf Mineraldüngerprodukte kann die THG-Emissionen um 0,1 – 0,4 Mio. t CO_2 -Äq. senken. Die Höhe der N-Steuer wurde an den derzeitigen CO_2 -Preis im ETS1 in Höhe von 45 € $\text{t}^{-1} \text{CO}_2$ angelehnt. Inwiefern die Kennzeichnung von Tierwohlhaltungsstufen den Konsum tierischer Produkte verändert, kann derzeit nicht bewertet werden. Auch ist nicht abbildbar, inwiefern die Kennzeichnungspflicht die Stallausgestaltung in der Tierhaltung bis 2030 beeinflussen wird. Eine Auswertung des Sortiments der Eigenmarken im Lebensmitteleinzelhan-

del, in welchen bereits eine Kennzeichnung für Tierwohl eingeführt wurde, hat keine nennenswerte Verlagerung im Angebot auf höhere Tierwohllhaltungsstufen gezeigt. Bezüglich der THG-Emissionen wurde eine qualitative Bewertung der einzelnen Tierwohllhaltungsstufen durchgeführt, eine Quantifizierung des THG-Ausstoßes war nicht möglich. Die Anpassung des Konsums bis 2030 an bestehende Ernährungsempfehlungen nach Deutscher Gesellschaft für Ernährung (DGE) und Planetary Health Diet (PHD) hat sehr hohe Minderungspotenziale (6,3 – 15,1 Mio. t CO₂-Äq.). Eine Umsetzung bis 2030 wird jedoch als unrealistisch eingeschätzt. Zudem ist fraglich, inwiefern die landwirtschaftliche Produktion sich an den veränderten Konsum anpassen würde.

Für die Berechnung der kombinierten Wirkung dieser zusätzlichen Maßnahmen wurden nur die effektivsten Maßnahmen betrachtet. Zum einen wurden technische Klimaschutzmaßnahmen kombiniert, wie die Entfrachtung durch Gärrestaufbereitung oder der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen, welche eine Gesamtminderung von 7,6 Mio. t CO₂-Äq. erreichen. Unter „Synergie-Maßnahmen“ wurden Maßnahmen kombiniert, die keine negativen Umweltwirkungen oder sogar positive Umweltwirkungen mit sich bringen, bspw. die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹ oder der Ausbau des Leguminosenanbaus. In Summe kann diese Kombination 3,9 Mio. t CO₂-Äq. THG-Emissionen mindern.

Werden die KSP-Maßnahmen mit den effektivsten der zusätzlichen Maßnahmen kombiniert, kann ein THG-Minderungspotenzial von 8,5 bis 16,6 Mio. t CO₂-Äq. erreicht werden. Die untere Grenze stellt hierbei aus Sicht der Autor*innen die realistische Umsetzung bis 2030 dar. Die obere Grenze zeigt die höchst mögliche Wirkung, berechnet für die maximale Umsetzung dieser Maßnahmen. Für diese Kombinationen werden Überlagerungseffekte identifiziert und sind in der Gesamtwirkung nicht enthalten.

Trade-Offs der Klimaschutzmaßnahmen

Für die Klimaschutzmaßnahmen wurden die Auswirkungen auf die Umweltgüter Luft (Emissionen von Ammoniak, Staub, Stickoxiden [NO_x] und NMVOC [nicht-Methan volatile organische Kohlenstoffverbindungen]), Gewässer (Nitrat-Auswaschungspotenzial) und Biodiversität (qualitative Bewertung) dargestellt. Schließlich wurden als weitere Effekte die Änderungen der indirekten Emissionen aus dem Energiesektor infolge der Änderung der Biogasproduktion und der Einsparung von Mineraldünger sowie der Änderungen in den Produktionsmengen landwirtschaftlicher Erzeugnisse und/oder dem Import von Futtermitteln und Nahrungsmitteln aufgezeigt.

Für Ammoniak wird nur mit den Maßnahmen Gülle-Ansäuerung im Stall, optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement und emissionsoptimierte Offenställe das Ziel der NEC-Richtlinie³ erreicht. Zudem wirken sich der Ausbau des Ökolandbaus, die Erhöhung des Anteils der Wirtschaftsdüngervergärung und die N-reduzierte Fütterung stark mindernd auf Ammoniakemissionen aus. Die NEC-Ziele für die anderen Luftschadstoffe werden dagegen mit keiner Maßnahme erreicht. Emissionsmindernd sind für die NMVOC- und Staubemissionen insbesondere solche Maßnahmen, bei denen die Gesamttierzahlen reduziert werden, z.B. die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹. Für NO_x sind Maßnahmen mit Mineraldüngereinsparungen besonders emissionsmindernd, z.B. der Anbau von Körnerleguminosen.

Durch die Änderung der Zusammensetzung der Biogassubstrate ändert sich auch die Energieproduktion. Durch den Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung ersetzt Wirtschaftsdünger Energiepflanzen (unter der Annahme, dass keine neuen Biogasanlagen gebaut werden). Die

³ NEC-Richtlinie: National Emission Ceilings Directive; Richtlinie zur Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe

Methanbildung ist bei den Wirtschaftsdüngern geringer als bei Energiepflanzen, wobei sowohl Festmist und Gülle als auch Geflügelkot berücksichtigt werden. Dadurch sinkt die bereitgestellte Energie um bis zu 12,8 % ggü. der Baseline-Projektion für 2030. Bleibt der Energieverbrauch konstant, müsste die Energie durch andere Energieträger bereitgestellt werden. Erdgas kann vergleichbar wie Biogas flexibel genutzt werden, weshalb in dieser Studie die Substitution von Biogas durch Erdgas berechnet wurde. Würde Erdgas die verminderte Energieproduktion aus Biogas ersetzen, entstehen dadurch bis zu 0,7 Mio. t CO₂-Äq. THG-Emissionen im Energiesektor. Die Substitution von Biogas durch fossile Energieträger wie Steinkohle oder Braunkohle würde zu einer größeren THG-Emissionssteigerung im Energiesektor führen, bei Substitution durch bspw. Wind- oder Solarenergie könnte die THG-Emissionssteigerung auch sehr viel geringer ausfallen. Auch beim Ausbau des Körnerleguminosenanbaus (bis zu -18 % weniger Energie aus Biogas bzw. 0,9 Mio. t CO₂-Äq.) würde weniger Energie aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen gewonnen werden, da mit den getroffenen Annahmen Fläche für den Anbau von Energiepflanzen teilweise für den Anbau von Körnerleguminosen genutzt wird. Durch den Einsatz von Nebenernteprodukten wird hingegen bis zu 50 % mehr Energie produziert als mit dem bisherigen Substratmix, wodurch ein zusätzliches Emissionsminderungspotenzial im Energiesektor von 2,5 Mio. t CO₂-Äq. entsteht. Dies liegt an der höheren Biogasausbeute aus Stroh gegenüber den bisher genutzten Energiepflanzen.

Die Menge der eingesetzten N-Mineraldünger ist eine zentrale Stellschraube, denn die Herstellung und der Transport sind sehr energieintensiv und verursachen folglich hohe Emissionen. Diese werden jedoch nicht der Landwirtschaft zugerechnet. Der verminderte Mineraldüngereinsatz führt zu einer zusätzlichen Emissionsminderung durch den verringerten Transport und die Herstellung der Düngemittel. Durch die Senkung der N-Überschüsse und der damit verbundenen Mineraldüngereinsparungen von 112 – 423 Gg N-Mineraldünger können zusätzlich 0,6 – 2,3 Mio. t CO₂-Äq. THG-Minderungen bei Transport und Herstellung eingespart werden. Etwas geringer fallen die zusätzlichen Minderungen beim Ausbau des Ökolandbaus (0,5 - 1,4 Mio. t CO₂-Äq.) und der Ausweitung des Körnerleguminosenanbaus (1,0 – 2,0 Mio. t CO₂-Äq.) aus. Die Minderungspotenziale der anderen Maßnahmen mit Mineraldüngereinsparungen (z.B. optimierte Düngeplanung oder Zwischenfruchtanbau) fallen niedriger aus. Für alle weiteren Maßnahmen, die den Mineraldüngereinsatz senken, gilt jedoch, dass die THG-Minderungen bei Transport und Herstellung höher sind als die Emissionsminderungen im landwirtschaftlichen Sektor. Bei Berücksichtigung dieser Emissionen, die in anderen Sektoren bilanziert werden (chemische Industrie, Energie und Verkehr), verdoppelt sich das Gesamtminderungspotenzial dieser Maßnahmen.

Die Berechnung der Auswirkungen der Einzelmaßnahmen zeigt, dass es für die Priorisierung von Maßnahmen hilfreich ist, die Gesamt-THG-Wirkung sektorübergreifend zu betrachten. Von den drei KSP-Maßnahmen ist die Vergärung von Wirtschaftsdüngern mit 1,1 – 5,0 Mio. t CO₂-Äq. gegenüber dem Ausbau des Ökolandbaus mit 0,8 – 4,6 Mio. t CO₂-Äq. und der Reduktion der N-Überschüsse mit 0,5 – 1,7 Mio. t CO₂-Äq. die effektivste Maßnahme. Werden die beschriebenen Wirkungen auf indirekte THG-Emissionen außerhalb des Sektors einbezogen, sinkt das THG-Minderungspotenzial für den Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung auf 1,1 – 4,3 Mio. t CO₂-Äq. Im Gegensatz dazu steigt beim Ausbau des Ökolandbaus die THG-Minderung auf 0,9 – 5,9 Mio. t CO₂-Äq., wodurch diese Maßnahme in Summe am effektivsten ist. Die Senkung der N-Überschüsse hat ein Gesamt-THG-Minderungspotenzial von 1,1 – 4,0 Mio. t CO₂-Äq. und ist daher durch Einbeziehen der indirekten Emissionen vergleichbar effektiv wie die anderen beiden Maßnahmen.

Der Ausbau des Ökolandbaus führt durch geringere Erträge und Tierleistungen gegenüber dem konventionellen Landbau zu Produktmengenänderungen. Die Produktmengen in Getreie-

deeeinheiten werden um 2,3 – 6,8 % (Szenarien 20 % / 30 % Flächenanteil Ökolandbau) reduziert. Bezogen auf die Proteinmengen reduziert sich die Produktion um 1,9 – 5,6 %. Für beide Maßgrößen der Produktmengen sind die Rückgänge für tierische Produkte (max. 11 %) höher als für die Pflanzenproduktion (max. 5,0 %). Der Einfluss der verschiedenen Parameter auf die Produktmengen wurde im Rahmen der Sensitivitätsanalyse ebenfalls untersucht: die Änderung der Milchleistung hat nur geringe Auswirkungen, ebenso die Gesamt-tierzahlen. Die Erträge im Ökolandbau beeinflussen hingegen stark die Produktmengenänderungen beim Ausbau des Ökolandbaus: Gegenüber der Baseline steigen die Getreideeinheiten aus der Pflanzenproduktion bei gleichen Erträgen im konventionellen und ökologischen Landbau um 2,5 %, die Gesamtproduktmengen steigen um 0,5 % bezogen auf Getreideeinheiten. Wird als Annahme aus der Sensitivitätsanalyse gewählt, dass die Erträge im ökologischen Landbau um 80 % geringer sind als im konventionellen Landbau, dann sinken die produzierten Getreideeinheiten im Pflanzenbau um 12,6 % bzw. um 9,6 % für alle Produkte.

THG-Emissionen aus mobilen und stationären Verbrennungsprozessen in der Landwirtschaft

Gemäß Klimaschutzgesetz (KSG) werden energiebedingte THG-Emissionen aus der Verfeuerung von Brennstoffen in der Land- und Forstwirtschaft (Quellkategorie CRF 1.A.4.c) dem Sektor Landwirtschaft zugeordnet. Diese Emissionen entstehen zum einen durch den Kraftstoffverbrauch von mobilen Arbeitsmaschinen in der Pflanzenproduktion und der Tierhaltung und zum anderen durch stationäre Verbrennung in der Nutztierhaltung und dem Unterglasanbau (Wärmeerzeugung).

Die Berechnung der THG-Emissionen in der Pflanzenproduktion (Acker- und Grünlandbewirtschaftung) erfolgte auf Basis der Web-Anwendung der „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Diese berechnet den Dieserverbrauch für die Arbeitsverfahren in Abhängigkeit von mehreren Faktoren (u.a. Schlaggröße, Bodenbeschaffenheit, Bearbeitungsverfahren, Maschinenkombination). Nach diesem Ansatz wurde für die Acker- und Grünlandbewirtschaftung 2021 in Deutschland ein Dieserverbrauch von 1.431 Mio. l Diesel berechnet, wodurch 4,26 Mio. t CO₂-Äq. emittiert wurden. Der kalkulierte Verbrauch deckt sich mit der Angabe des statistischen Bundesamts (zitiert n. KTBL) von 1.438 Mio. l für 2021.

Emissionsminderungen im Bereich der Acker- und Grünlandbewirtschaftung durch Erhöhung der Schlaggröße oder der Mechanisierung sind zwar in geringem Umfang denkbar, scheiden aber aufgrund der damit verbundenen ökologischen und ökonomischen Belastungen aus. Mit dem vollständigen Ersatz der wendenden Bodenbearbeitung (Pflugeinsatz) durch konservierende Verfahren könnte der Dieselbedarf um etwa 3 % reduziert werden. Für den THG-Emissionsfaktor von Biodiesel (aus inländischem Rapsanbau) wird ein Wert von 48 % der Emission von fossilem Diesel angesetzt. Zu beachten ist jedoch, dass Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen hierbei nicht berücksichtigt sind. Mit der vollständigen Substitution von fossilem durch Biodiesel in der Landwirtschaft könnte somit theoretisch eine THG-Minderung der mobilen Verbrennung ungefähr in dieser Größenordnung erreicht werden. Der verstärkte Einsatz von Biodiesel (aus dem Anbau von Nutzpflanzen) wird allerdings u.a. im Hinblick auf die damit verbundenen Flächennutzungsänderungen und klimaschädlichen Effekten kritisch diskutiert. Studien kommen zu dem Ergebnis, dass bei einer Einbeziehung der Flächennutzungsänderungen die THG-Bilanz von Biodiesel negativer ausfällt. Eine seriöse Abschätzung des THG-Minderungspotenzials durch Einsatz von alternativen Antriebsmethoden bzw. Energieträgern (außer Biodiesel) für landwirtschaftliche Arbeitsmaschinen ist im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

Der Energieverbrauch in der Nutztierhaltung entsteht im Wesentlichen durch die Arbeitsmaschinen (für Fütterung und Entmistung), Stallheizung und -belüftung sowie die Milchgewinnung und -kühlung und beträgt rund 0,9 Mio. t CO₂-Äq. Analog zum Pflanzenbau besteht auch für diese Arbeitsmaschinen durch den Einsatz von Biodiesel ein Einsparpotenzial in der Größenordnung von etwa 50 %. In der Gebäudebeheizung und -belüftung kann der Energieverbrauch u.a. durch verbesserte Isolierung sowie bedarfsoptimierte Regelung der Anlagen vermindert werden.

Die THG-Emissionen aus dem Anbau unter einer Schutzabdeckung (Gewächshäuser, Folientunnel usw.) belaufen sich auf rund 0,7 Mio. t CO₂-Äq. Im Unterglasanbau entfallen rund 90 % des Energieverbrauchs auf die Beheizung der Gewächshäuser. Eine Reihe von Einzelmaßnahmen wie u.a. verbesserte Isolierung, Reduzierung von Lüftungsverlusten, Optimierung der Regelung usw. bieten ein erhebliches Einsparpotenzial. Daneben können auch fossile Energieträger durch biogene Festbrennstoffe (Waldrestholz, Stroh), Wärmepumpen und erneuerbare Energien aus oberflächennaher oder tiefer Geothermie ersetzt werden.

Emissionsminderungskosten der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft

Für die Akzeptanz von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft bzw. in der Debatte über (mögliche) Förderprogramme zu deren Einführung sind, neben der Wirksamkeit, die Kosten ein entscheidender Faktor. Die Minderungskosten entsprechen der Differenz zwischen den Mehrkosten (bspw. Investitionskosten, Zukauf von Betriebsstoffen, Ertragsminderungen etc.) und den zusätzlichen Leistungen (bspw. durch Verkauf von Energie oder landwirtschaftlichen Produkten) einschließlich möglicher Kostenreduzierungen (bspw. durch Einsparung von Mineraldünger), die durch die Umsetzung einer Maßnahme entstehen. Mit diesem Ansatz wurden die Emissionsminderungskosten pro Tonne CO₂-Äquivalent für die Maßnahmen des KSP 2030 sowie eine Reihe von zusätzlichen Maßnahmen berechnet, als Referenzsituation diente die Baseline-Projektion 2030.

Die Kosten im Bereich Pflanzenbau wurden ebenfalls auf Basis der Web-Anwendung des KTBL „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ ermittelt. Für viele Maßnahmen mussten Annahmen zur Verfahrenstechnik sowie ergänzende Aktivitätsdaten eingeführt werden (bspw. Änderung der Erlöse infolge Änderung der Erntemengen bzw. der tierischen Leistungen), um die Investitions- und Betriebskosten einer Maßnahme abschätzen zu können.

Für die Maßnahme M1 (Senkung der N-Überschüsse) ist von Kostenneutralität auszugehen, d.h. es fallen keine Kosten an. Für die Maßnahme Vergärung in Biogasanlagen (M2) liegen je nach Anteil des eingesetzten Wirtschaftsdüngers die Minderungskosten zwischen -48 und 61 € t⁻¹ CO₂-Äq., wobei die Kosten mit zunehmendem Wirtschaftsdüngeranteil steigen. Die geringen Kosten sind darauf zurück zu führen, dass die bestehenden Biogasanlagen innerhalb Deutschlands relativ gleichmäßig verteilt sind und daher eine Umrüstung von Bestandsanlagen, die bisher nur mit Energiepflanzen betrieben wurden, theoretisch möglich ist. Mit diesem Anlagenbestand kann bis zu 63 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers vergoren werden. Wird ein Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung von bis zu 70 % angestrebt, wäre dafür der Neubau von weiteren Anlagen notwendig. Die hier berechneten Kosten beziehen jedoch nur die Kosten für Umrüstung ein. Unter der Voraussetzung, dass sinkende Produktionsmengen bei der Ausweitung des Ökolandbaus (M3) nicht ausgeglichen werden müssen, betragen die Emissionsminderungskosten dafür -56 bis -39 € t⁻¹ CO₂-Äq.

Die Kosten der Emissionsminderung durch die nicht im KSP enthaltenen zusätzlichen Maßnahmen umfassen eine große Spannbreite, tendenziell steigen die Kosten mit abnehmender Wirkung. Für die zusätzlichen Maßnahmen mit dem größten Minderungspotenzial wurden als spezifische Kosten ermittelt: Gülleansäuerung im Stall (nur berechnet für Schweineställe)

25 bis 43 € t⁻¹ CO₂-Äq., Methanogenese-hemmende Güllezusätze etwa 9 - 15 € t⁻¹ CO₂-Äq., Nitrifikationshemmstoffe 84 - 89 € t⁻¹ CO₂-Äq., 5 % N-Einsparung durch Einsatz von Pflanzenspektrografen -598 bis - 1.273 € t⁻¹ CO₂-Äq. und die Ausweitung des Körnerleguminosenanbaus (100 % Selbstversorgung) -171 bis -55 € t⁻¹ CO₂-Äq. Die Kosten des Ersatzes von fossilem Diesel durch Biodiesel wurden mit Hilfe von Literaturdaten abgeschätzt und betragen etwa 150 € t⁻¹ CO₂-Äq. Für andere Maßnahmen zur Minderung der THG-Emissionen in der stationären und mobilen Feuerung wurden keine Kosten berechnet. Insbesondere der Einsatz von Pflanzenspektrografen fällt durch die negativen Minderungskosten auf. Diese entstehen dadurch, dass Mineraldünger eingespart wird und somit Kosten für die Beschaffung vermieden werden können. Jedoch ist dies auch eine Maßnahme, die nur begrenzt umgesetzt werden kann und dementsprechend insgesamt ein geringes THG-Minderungspotenzial aufweist (0,1 Mio. t CO₂-Äq.).

Die Ergebnisse der Kostenberechnung werden in einer Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung zusammenfassend dargestellt, mit deren Hilfe die Maßnahmen mit hohem Minderungspotenzial und niedrigen Kosten identifiziert werden können.

Fazit

Mit Hilfe des EMMA-L-NC-Modells kann die Wirkung von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft zutreffend kalkuliert und es können Projektionen berechnet werden. Nachdem mit der Novellierung des Klimaschutzgesetzes im Mai 2024 die bindende Wirkung der Sektorenziele weggefallen sind, gewinnen die Klimaziele für 2045 zusätzlich an Relevanz. Um die Treibhausgasneutralität zu erreichen, dürfte der landwirtschaftliche Sektor dann nur noch maximal 40 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr emittieren, was der Senkenfunktion des LULUCF-Sektors entspricht, die bis 2045 erreicht werden soll. Mit der derzeitigen Emission (2023) von rund 52 Mio. t CO₂-Äq. (ohne Emissionen aus mobiler und stationärer Verbrennung) verbleibt bis 2045 ein Minderungsbedarf von mindestens 12 Mio. t CO₂-Äq., der mit den Maßnahmen des aktuellen Klimaschutzprogramms (rund 7,2 Mio. t CO₂-Äq.) nicht erreicht werden wird. Zusätzliche Maßnahmen sind daher unumgänglich, was auch die jüngst ergangenen Urteile gegen die Bundesregierung und das Sondergutachten des Expertenrats fordern. Bei dieser Einordnung ist noch nicht berücksichtigt, dass auch andere Sektoren 2045 weitere THG-Emissionen ausstoßen könnten, wodurch das potenzielle THG-Budget für den landwirtschaftlichen Sektor geringer ausfallen würde. Eine feste Zuteilung der Restemissionen auf die einzelnen Sektoren, welche für die Erreichung der Netto-Treibhausgasneutralität noch freigesetzt werden können, ist bisher nicht erfolgt. Auch ist es denkbar, dass neben dem LULUCF-Sektor weitere technische Senken bis 2045 zur Verfügung stehen, wodurch für die Erreichung der Netto-Treibhausgasneutralität ein höheres Gesamtsenkenpotenzial zur Verfügung stehen würde und dementsprechend mehr THG-Emissionen emittiert werden könnten, ohne das Ziel zu verfehlen.

Die Kombination aller effektiven, im Rahmen dieses Projektes untersuchten Maßnahmen inklusive der Maßnahmen des KSP zeigen ein maximales Gesamt-THG-Minderungspotenzial von 16,6 Mio. t CO₂-Äq. (gegenüber der Referenzsituation ohne Maßnahmen in 2030). Davon sind mit aus heutiger Sicht realistischen Annahmen für 2030 jedoch nur 8,5 Mio. t CO₂-Äq. Gesamtminderungen tatsächlich erreichbar. Dies verdeutlicht, dass zusätzliche Maßnahmen unumgänglich sind, um einen ausreichenden Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz zu erreichen. Daneben muss die Umsetzung der einzelnen Maßnahmen, insbesondere der KSP-Maßnahmen, verstärkt gefördert werden, damit die ambitionierten Ziele wie bspw. 30 % Flächenanteil des Ökolandbaus verwirklicht werden.

Für die Auswahl von Maßnahmen sollten, neben der Emissionsminderung, auch die Minderungskosten als Kriterium herangezogen werden, um Maßnahmen in der umweltpolitischen

Debatte zu bewerten und zu priorisieren. Für die drei Maßnahmen des KSP werden dabei relativ niedrige Minderungskosten pro Tonne CO₂-Äquivalent ermittelt, einzelne Maßnahmen führen teilweise sogar zu einer Kostenentlastung der Betriebe.

In die Auswahl von Klimaschutzmaßnahmen sollten weiterhin auch andere Umweltwirkungen (bspw. Nitrat-Auswaschungspotenzial, Emission von anderen Luftschadstoffen) sowie die Änderung von THG-Emissionen außerhalb der Landwirtschaft einbezogen werden, um eine Verlagerung von negativen Effekten in ein anderes Umweltmedium (pollution swapping) oder in einen anderen Sektor zu vermeiden.

Summary

With the Climate Protection Act (KSG), Germany has committed to reducing its greenhouse gas (GHG) emissions to a maximum of 440 million tonnes of CO₂-eq by 2030 and to a maximum of 150 million tonnes of CO₂-eq by 2040. The agriculture sector (CRF sector 3, excluding emissions of mobile and stationary combustion) released 52.2 million tonnes of CO₂-eq in 2023, which corresponds to 7.7 % of national overall GHG emissions (excluding LULUCF). With the amended KSG (dated 15 July 2024), the binding effect of the sector-specific emission ceilings was lifted, among other things. This means that although the sector targets remain in place, there are no consequences if the target values are exceeded and no measures need to be taken in the sector concerned. This eliminates the immediate action programme that previously had to be submitted in the event of non-compliance in order to support the achievement of the sector targets. However, in two recent rulings by the OVG Berlin-Brandenburg (OVG 11 A 22/21, OVG 11 A 31/22), the federal government has been obliged to supplement the Climate Protection Programme (KSP) 2023 with further necessary measures to ensure that the sector-specific emission ceilings of the KSG (as amended on 24.06.2021) are complied with. But these judgements were made before the Climate Protection Act was amended. In a special report (dated 3 June 2024), the German Council of Climate Experts determined that the emissions target for 2030 is likely to be exceeded and recommends that further climate policy measures be examined in the near future. Against this backdrop, the development and evaluation of additional climate protection measures in the individual sectors is of the highest urgency and importance.

The Federal Environment Agency project presented here analyses proposed measures in the agricultural sector. It quantified the mitigation effects of the measures in the Climate Action Programme 2030 and developed and evaluated additional measures for agriculture. In a first step, the individual measures were assessed and then the most effective measures were calculated in combination, taking into account overlapping effects. In addition to the climate change potential, the costs of implementing the measures and the trade-offs were also calculated. According to the KSG categorisation, the agricultural sector also includes the source group "mobile and stationary combustion in agriculture" (CRF sector 1.A.4c). In order to calculate future climate change mitigation measures for this sub-sector, a model was developed to quantify future energy efficiency measures in stationary and mobile combustion installations in terms of energy savings and GHG reductions.

GHG reduction effects of the measures of the Climate Protection Programme 2030 in agriculture

The EMMA-L-NC model was (further) developed as part of the project to calculate the emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from agriculture in Germany. EMMA-L-NC is used to map the agricultural sector as defined by the International Panel on Climate Change (IPCC 2006) and is methodologically based on the 'Report on methods and data' (RMD for short) 2023 (Rösemann et al. 2023), which is the basis of the Thünen Institute's 'PY-GAS-EM' model. This model and methodology is used for the annual reporting of greenhouse gas emissions from agriculture (UBA 2023b, 2024d), the so-called emission inventories.

Most of the input data were taken from the appendix of the "Report on methods and data" (RMD) 2023, distribution frequencies were partly analysed from agricultural censuses etc. The calculations were carried out annually for 1990 to 2021; the results of the EMMA-L-NC model were compared with the RMD; for the 2021 reporting year, the overall deviation is only 0.95 %. Annual projections were calculated from 2021 to 2025 and in 5-year increments from 2030 to 2045. The activity data for the projections are generally based on the Thünen-Baseline in conjunction with the updated assumptions for the Thünen-Baseline for the 2023

projection report and the 2nd National Air Pollution Control Programme. In some cases, separate assumptions were developed, e.g. for the share of gas-tight storages of residues, the cultivation areas of specific crops (vegetables, arable crops other than cereals and rapeseed) and the fermentation of energy crops.

The GHG reduction effects compared to the baseline projection for 2030 were examined for three measures of the Climate Protection Programme (KSP) 2030 (for several scenarios in each case):

- ▶ Reduction of nitrogen surpluses (M1)
- ▶ Increasing the fermentation of manure (M2)
- ▶ Expansion of organic farming (M3).

The KSP measure "Reduction of GHG emissions in livestock farming" was not considered, as it is not yet clear how the individual sub-goals can be implemented. However, the additional measures also include measures that reduce GHG emissions from livestock farming. The KSP measure "Increasing energy efficiency (source group combustion plants)" is the subject of point 4.

Reduction in N surpluses (M1)

A reduction in N surpluses (M1) was estimated for the scenarios "Implementation of fertiliser ordinance", "Limitation of surplus N total balance to 70 kg N ha⁻¹ UAA at federal level" and "Limitation of surplus N total balance to 70 kg N ha⁻¹ UAA at district level". The three scenarios differ in terms of the regional level at which the N surpluses are reduced (federal level in scenario 1 or district level in scenarios 2 and 3) and whether it is considered that only as much mineral fertiliser can be saved at district level as is applied (scenario 3). M1 also includes the reduction of indirect and direct nitrous oxide emissions through the reduction of ammonia emissions as part of the implementation of the NEC Directive and through adapted fertilisation techniques in accordance with the Fertiliser Ordinance. As a result, reductions of 0.5 million tonnes of CO₂ eq to around 1.7 million tonnes of CO₂ eq are calculated for the three scenarios of measure M1 (reduction of N surpluses). The amount of mineral fertiliser saved amounts to 130 - 420 Gg N. The lowest reduction (both in mineral fertiliser and GHG release) is achieved by implementing the Fertiliser Ordinance. The implementation of the NEC scenarios, based on the 2nd National Clean Air Programme, results in an additional reduction potential of 0.5 million t CO₂-eq.

Increase in the fermentation of farm manure (M2)

The increase in the fermentation of farm manure (M2) was considered for four scenarios with fermentation of 30 %, 50 %, 63 % and 70 % of the overall manure production. The KSP stipulates the gradual expansion from the current 21.5 % to 30 %, 50 % and 70 %, including complete gas-tight storage of residues, which is currently available at around 60 % of fermentation residue storages. For the 4th scenario, the fermentation capacities were calculated on the basis of the existing biogas plants at district level. It was assumed that the fermenter volume limits the increase in manure fermentation and that manure can reach a maximum proportion of 80 % of the fresh mass input. This results in a maximum capacity of 63 % of the manure produced. The GHG reduction potential is between 0.6 - 4.2 million tonnes of CO₂-eq with 100 % gas-tight storages the reduction potential increases to 0.1 - 5.0 million tonnes of CO₂-eq. This means that the increase in manure fermentation is the most effective of the three KSP measures if implemented as far as possible.

Expansion of organic farming (M3)

To analyse the expansion of organic farming (M3), the data basis was divided into conventional and organic farming and the activity data was modified as necessary for the specific production conditions of organic farming. In one of the four scenarios, only the mineral fertiliser savings that would result from the expansion to 20 % organic farming as a proportion of total farmland are considered. The three other scenarios calculate the emissions with a split data basis for 20 %, 25 % and 30 % organic farming. In contrast to the first scenario, not only changes in N mineral fertilisation are taken into account, but also changes in the composition and total number of livestock, land use (crops grown) and changes in animal performance. For this purpose, the original methodology (Rösemann et al. 2023) was extended so that the GHG emissions for conventional farming and organic farming can be calculated separately and adapted to the respective farming method. In order to examine the influence of the newly introduced assumptions on yields, animal performance, feed and livestock in organic farming on GHG emissions and thus also the GHG reduction potential, sensitivities are calculated for these factors. The total emissions of the organic farming sub-model are most strongly influenced by the assumptions on milk yield (max. 3.7 % change), while feeding has the least influence (0.8 % change).

A reduction of 0.8 million tonnes of CO₂ eq is calculated for the expansion of organic farming to 20 % if only the mineral fertiliser savings are taken into account. The total reduction in emissions rises to 1.6 million tonnes of CO₂ eq if the entire data basis is adjusted. This takes into account the reduced yields and animal performance of organic farming compared to conventional farming. If organic farming is expanded to an area share of 25 % or 30 %, there is a reduction potential of 3.1 - 4.6 million tonnes of CO₂-eq. In the three scenarios in which the data basis is adjusted, there is a reduction in the total number of livestock units of between 2.3 % and 6.6 %. If constant total animal numbers are assumed, i.e. if all other parameters and data are retained, the reduction potential is only 1.5 - 2.9 million tonnes of CO₂ eq instead of 1.6 - 4.6 million tonnes of CO₂ eq and the reduction potential consequently falls by 3.5 - 37.9 %. However, it is not only the lower total animal numbers and mineral fertiliser quantities that account for the high reduction potential of this measure: in relation to the animal place, GHG emissions for dairy cattle in organic farming are significantly lower than in conventional farming, but this is also due to the lower milk yields in organic farming. The opposite is true for fattening pigs, where emissions per animal place are lower in conventional systems.

Overall impact of the KSP measures

Table 2 shows the results of the GHG reduction effect of the individual CSP measures (reduction of N surpluses from 70 kg N ha⁻¹, 70 % manure shift and 20 % area share of organic farming). However, due to overlapping effects and double counting, the reduction potential of the three measures cannot be added up for the overall impact of the KSP 2030. For example, mineral fertiliser savings through the conversion to organic farming are not additionally used to reduce N surpluses. The combined total potential is estimated at 7.2 million tonnes of CO₂ eq compared to the baseline projection for 2030.

Achieving the climate protection programme targets of 20 % organic farming and fermentation of 70 % of the farm manure produced by 2030 requires a doubling of the proportion of organically farmed land and a tripling of farm manure fermentation, which is why achieving the expansion targets appears questionable. Two further combinations of the three climate protection measures were calculated. In one combination, a reduction of 10.0 million tonnes of CO₂ eq is calculated as the maximum effect that appears technically feasible under the best

conditions from today's perspective. However, with the implementation rates of the individual measures, which are currently classified as realistically achievable, a reduction of only 3.5 million tonnes of CO₂ eq can be achieved in combination.

Table 2: Overview of the GHG reduction potential (compared to the baseline projection 2030) of the KSP measures (incl. all scenarios).

KSP measure	GHG reduction potential [Mio. t CO ₂ -eq]
M1: Reduction in N surpluses	0,5 – 1,7
M2: Increase in the fermentation of farm manure	1,1 – 5,0
M3: Expansion of organic farming	0,8 – 4,6

GHG reduction effects of additional measures in agriculture

25 additional measures from the areas of fertilisation and arable farming, biogas, housing and storage, feeding and breeding as well as structural measures were examined; scenarios were also calculated for selected measures.

In the area of fertilisation and arable farming, the use of nitrification inhibitors, the expansion of grain legume cultivation and optimised fertiliser planning were examined. These three measures are the most effective of the measures investigated, reducing GHG emissions by 1 million tonnes of CO₂ eq (nitrification inhibitors), 0.6 -1.2 million tonnes of CO₂ eq (grain legumes) and 0.5 million tonnes of CO₂ eq (optimised fertiliser planning). The reduction effects of the other measures (site-specific fertilisation with sensors, intercropping, reduction of safety surcharges, acidification of slurry and digestate application and the change in quality requirements for baking wheat) are between <0.1 - 0.3 million t CO₂-eq and are therefore significantly lower.

In the biogas sector, the use of alternative substrates such as flower strip cuttings and crop residues (straw and sugar beet leaves) and the removal of nitrogen in surplus regions through digestate processing are being investigated. Removal means that nitrogen is transported from regions with N surpluses, 'surplus regions' for short, to regions with N fertiliser requirements, 'receiving regions'. In this case, the nitrogen is converted into a more transportable form by processing the fermentation residue. Districts with total N surpluses of > 70 kg N ha⁻¹ were defined as surplus regions. In these districts, digestate processing is assumed to transport the processed digestate to uptake regions (< 70 kg N ha⁻¹), in which the N mineral fertiliser use is reduced as a result. This measure can lead to a GHG reduction of up to 0.3 million tonnes of CO₂-eq. The other two measures increase emissions by -0.6 - 0.1 million tonnes of CO₂-eq (by-crop products) and -0.4 -0.1 million tonnes of CO₂-eq (flowering strips) or only minimally reduce emissions, depending on the scenario. The alternative substrates used (flowering strips and by-products) have a higher N content than the substituted energy crops. As a result, the N content in the fermentation residues is higher, which leads to higher nitrous oxide emissions during fermentation residue application. The latter two measures are therefore not effective climate protection measures.

For storage and housing as part of the manure management, acidification in housings and the use of methanogenesis -inhibiting slurry additives have the highest reduction potential at 1.6 and 1.4 million tonnes of CO₂ eq respectively. Housing construction measures (slurry cooling and emission-optimised open houses) and improved manure management through faster manure removal can reduce GHG emissions by 0.1 - 0.4 million tonnes of CO₂-eq. The increase

in grazing among dairy cattles, i.e. more dairy cattles have access to pasture than in the baseline projection, has no overall impact (-0.03 million tonnes of CO₂-eq) on GHG emissions.

With regard to feeding and breeding, the use of methanogenesis -inhibiting feed additives for dairy cattles was analysed. With 1.3 million tonnes of CO₂ eq, this measure is the most effective measure in this area. N-reduced feeding has an emission-reducing effect for fattening pigs, whereas N-reduced feeding leads to increased GHG emissions for dairy cattles, as N-reduced feed rations contain more crude fibre, which leads to increased methane emissions from enteric fermentation. In total, emissions increase by 0.3 million tonnes of CO₂-eq. Increasing the lifetime yield of dairy cattles has a reduction potential of 0.1 million tonnes of CO₂ eq, so the effect is rather small. The effect of promoting multi-purpose cattle depends very much on whether the change in dairy cattle husbandry influences beef cattle husbandry. If fewer beef cattle are kept as a result of multi-purpose cattle in milk production, as the meat requirement is also covered by the multi-purpose cattle, the GHG reduction potential is 0.8 - 1.3 million tonnes of CO₂-eq. If there is no adjustment in beef cattle farming, the GHG emissions rise sharply to 2.2 million tonnes of CO₂-eq.

In the area of structural measures, limiting livestock farming to 2 LSU ha⁻¹ is the most effective climate protection measure at 2.0 million tonnes of CO₂-eq. The introduction of an N-tax on mineral fertiliser products can reduce GHG emissions by 0.1 - 0.4 million t CO₂-eq. The level of the N tax was based on the current CO₂ price. The extent to which the labelling of animal welfare changes the consumption of animal products cannot currently be assessed. It is also not possible to map the extent to which the labelling requirement will influence the share of different animal housing systems until 2030. An evaluation of the range of brands in food retail, in which labelling for animal welfare has already been introduced, has not shown any significant shift in the range to higher animal welfare levels. With regard to GHG emissions, a qualitative assessment of the individual animal welfare levels was carried out. It was not possible to quantify GHG emissions. Adapting consumption to existing dietary recommendations by 2030 has very high reduction potential (6.3 - 15.1 million tonnes of CO₂-eq), but the authors consider implementation by 2030 to be unrealistic. It is also questionable to what extent agricultural production would adapt to the change in consumption.

Only the most effective measures were considered when calculating the combined effect of these additional measures. On the one hand, technical climate protection measures were combined, such as the removal of nitrogen in surplus regions through digestate treatment or the use of nitrification inhibitors, which achieve a total reduction of 7.6 million tonnes of CO₂-eq. Under "UBA measures", measures were combined that have no negative environmental impacts or even positive environmental impacts, e.g. limiting livestock farming to 2 livestock units (LSU) ha⁻¹ or expanding legume cultivation. In total, this combination can reduce GHG emissions by 3.9 million tonnes of CO₂-eq.

If the KSP measures are combined with the most effective of the additional measures, a GHG reduction potential of 8.5 - 16.6 million tonnes of CO₂-eq can be achieved. In the authors' view, the lower limit represents the realistic implementation by 2030, while the upper limit is the maximum effect calculated for the maximum implementation of the measures. For these combinations - as well as for the aforementioned combinations of the additional measures and the KSP measures - overlapping effects are identified and are no longer included in the overall impact.

Trade-offs of climate protection measures

For the climate protection measures, the associated effects on the environmental goods atmosphere (ammonia, particles, NO_x and NMVOC emissions), water bodies (nitrate leaching potential) and biodiversity (qualitative assessment) were also presented. Finally, the changes

in indirect emissions from the energy sector as a result of the change in biogas production and the saving of mineral fertilisers as well as the changes in the production volumes of agricultural products and/or the import of feed and food were shown as further effects.

For ammonia, the NEC target is only achieved with the measures slurry acidification in houses, optimised farm manure management and emission-optimised open houses - in addition, the expansion of organic farming, the increase in the proportion of farm manure that is fermented and N-reduced feeding have a strong mitigating effect on ammonia emissions. The NEC targets for the other air pollutants are not achieved with any measure. For NMVOC and particles emissions, measures that reduce the total number of animals, e.g. limiting animal husbandry to 2 LSU ha⁻¹, are particularly emission-reducing. For NO_x, measures that reduce mineral fertiliser use, e.g. the cultivation of grain legumes, are particularly emission-reducing.

The change in biogas substrates also changes energy production. The expansion of manure fermentation means that manure replaces energy crops (assuming that no new biogas plants are built). Methane production is lower with farm manure, taking into account solid manure and slurry as well as poultry manure. This reduces the energy that can be produced with biogas plants by up to 12.8 % compared to the baseline projection for 2030. If energy consumption remains constant, the energy would have to be produced using other energy sources. Natural gas can be used flexibly in a similar way to biogas, which is why the substitution of biogas with natural gas was calculated in this study. If natural gas were to replace the reduced energy production from biogas, this would result in up to 0.7 million tonnes of CO₂-eq GHG emissions in the energy sector. The substitution of biogas for other energy sources would lead to higher GHG emission increases in the energy sector, e.g. for hard coal and lignite; the GHG emission increase could also be much lower if replaced by wind or solar energy, for example. Even with the expansion of grain legume cultivation (up to -18 % or 0.9 million tonnes of CO₂ eq), less energy would be produced from agricultural biogas plants, as, according to the assumptions made, land for the cultivation of energy crops is partly used for the cultivation of grain legumes. On the other hand, the use of crop residues in biogas plants would produce up to 50 % more energy than the previous substrate mix, resulting in an additional emission reduction potential in the energy sector of 2.5 million tonnes of CO₂-eq. This is due to the higher biogas yield from straw compared to the energy crops previously used.

The amount of mineral fertiliser used is a key factor, as its production and transport are very energy-intensive and therefore cause high emissions. However, these are not attributed to agricultural sector. The reduced use of mineral fertilisers leads to an additional reduction in emissions due to reduced transport and production. By reducing the N surpluses, the 112 - 423 Gg N mineral fertiliser savings can save an additional 0.6 - 2.3 million t CO₂-eq GHG reductions in transport and production. The additional reductions in the expansion of organic farming are lower at 0.5 - 1.4 million tonnes of CO₂ eq, in the expansion of grain legume cultivation at 1.0 - 2.0 million tonnes of CO₂-eq. The reduction potentials of the other measures with mineral fertiliser savings are lower, but for all of these other measures the GHG reduction in transport and production is higher than that in the agricultural sector itself, which more than doubles the total reduction potentials if not only the agricultural sector is considered.

The calculation of the effects of the individual measures shows that it is helpful for the prioritisation of measures to consider the overall GHG impact across sectors. Of the three KSP measures, the fermentation of farm manure with 1.1 - 5.0 million tonnes of CO₂ eq is the most effective measure compared to the expansion of organic farming with 0.8 - 4.6 million tonnes of CO₂ eq and the reduction of N surpluses with 0.5 - 1.7 million tonnes of CO₂-eq. If the described effects on indirect GHG emissions outside the sector are included, the GHG reduction

potential for the expansion of manure fermentation falls to 1.1 - 4.3 million tonnes of CO₂-eq. In contrast, the expansion of organic farming increases the GHG reduction to 0.9 - 5.9 million tonnes of CO₂-eq, making this measure the most effective overall. Reducing N surpluses has a total GHG reduction potential of 1.1 - 4.0 million tonnes of CO₂ eq and is therefore just as effective as the other measures by including indirect emissions.

The expansion of organic farming leads to changes in product quantities due to lower yields and animal performance compared to conventional farming. The product quantities in grain units are reduced by 2.3 - 6.8 % (scenarios 20 % / 30 % area share of organic farming); in terms of protein quantities, production is reduced by 1.9 - 5.6 %. For both measures of product quantities, the declines for animal products (max. 11 %) are higher than for plant production (max. 5.0 %). The influence of the various parameters on product quantities was also analysed: the change in milk yield has only a minor effect, as does the total number of animals. Yields in organic farming, on the other hand, have a strong influence on product volume changes when organic farming is expanded: compared to the baseline, grain units from plant production increase by 2.5 % with the same yields in conventional and organic farming, while total product volumes increase by 0.5 % in terms of grain units. If it is assumed that yields in organic farming are 80 % lower than in conventional farming, then the grain units produced in crop production fall by 12.6 % or by 9.6 % for all products.

GHG emissions from mobile and stationary combustion processes in agriculture

In accordance with the Climate Protection Act (KSG), energy-related GHG emissions from the combustion of fuels in agriculture and forestry (source category CRF 1.A.4.c) are allocated to the agriculture sector. These emissions are caused on the one hand by the fuel consumption of mobile machinery in plant production and animal husbandry and on the other hand by stationary combustion in livestock farming and greenhouse horticulture (heat generation).

The calculation of GHG emissions in crop production (arable farming and grassland management) was based on the KTBL web application "Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau", which specifies the diesel consumption for the working methods as a function of several factors (including field size, soil conditions, processing method, machine combination). According to this approach, a diesel consumption of 1,431 million litres of diesel was calculated for arable and grassland management in Germany in 2021, resulting in emissions of 4.26 million tonnes of CO₂-eq. The calculated consumption is in line with the consumption of 1,438 million litres for 2021 provided by the Federal Statistical Office (quoted from KTBL).

Reducing emissions in the area of arable and grassland cultivation by changing the field size or mechanisation is conceivable to a small extent, but is ruled out due to the associated ecological and economic burdens. The complete replacement of turning tillage (ploughing) by conservative methods could reduce diesel demand by around 3 %. For the GHG emission coefficient of biodiesel (from domestic rapeseed cultivation), a value of 48 % of fossil diesel emissions is assumed. With the complete substitution of fossil diesel by biodiesel in agriculture, a GHG reduction of mobile combustion could theoretically be achieved in approximately this order of magnitude. However, the increased use of biodiesel (from the cultivation of food crops) is being discussed critically with regard to the associated land-use changes and climate-damaging effects, among other things. Studies come to the conclusion that the GHG balance of biodiesel is more negative when land use changes are included. A serious assessment of the GHG reduction potential through the use of alternative drive methods or energy sources (other than biodiesel) for agricultural machinery is not yet possible.

Energy consumption in livestock farming is mainly caused by working machinery (for feeding and manure removal), house heating and ventilation as well as milk production and cooling

and amounts to around 0.9 million tonnes of CO₂-eq. As with crop farming, there is also potential for savings of around 50 % for these working machines through the use of biodiesel. In building heating and ventilation, energy consumption can be reduced through improved insulation and demand-optimised control of the systems, among other things.

GHG emissions from cultivation under protective cover (greenhouses, film tunnels, etc.) amount to around 0.7 million tonnes of CO₂-eq. In greenhouse cultivation, around 90 % of energy consumption is used to heat the greenhouses. A range of individual measures such as improved insulation, reduction of ventilation losses, optimisation of control systems, etc. offer considerable potential for savings. In addition, fossil fuels can also be replaced by biogenic solid fuels (residual forest wood, straw).

Emission reduction costs of climate protection measures in agriculture

For the acceptance of climate protection measures in agriculture and in the debate about (possible) support programmes for their introduction, costs are a decisive factor alongside effectiveness. The reduction costs correspond to the difference between the additional costs (e.g. investment costs, purchase of operating materials, yield reductions, etc.) and the additional benefits (e.g. through the sale of energy or agricultural products), including possible cost reductions (e.g. through savings on mineral fertiliser), which result from the implementation of a measure. This approach was used to calculate the emission reduction costs per tonne of CO₂ equivalent for the KSP 2030 measures and a series of additional measures, with the 2030 baseline projection serving as the reference situation.

The costs in the area of crop production were also determined on the basis of the KTBL web application "Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau". For many measures, assumptions on process engineering and additional activity data had to be introduced (e.g. change in revenues due to changes in harvest quantities or animal performance) in order to estimate the investment and operating costs of a measure.

Neutral reduction costs can be assumed for measure M1 (reduction of N surpluses). Depending on the proportion of manure used for fermentation in biogas plants (M2), the reduction costs are between -48 and 61 € t⁻¹ CO₂-eq, whereby the costs increase with the increasing proportion of manure. The low costs are due to the fact that the existing biogas plants are relatively evenly distributed within Germany and it is therefore possible to retrofit existing plants that have previously only been operated with energy crops. Up to 63 % of the manure produced can be fermented with this plant stock. If the aim is to expand manure fermentation by up to 70 %, this would require the construction of additional new plants. However, the costs calculated here only include the costs for conversion. Assuming that declining production volumes do not have to be offset when expanding organic farming (M3), the emission reduction costs for this amount to -56 to -39 € t⁻¹ CO₂-eq.

The costs of reducing emissions through the additional measures cover a wide range; the costs tend to increase as the effect decreases. Specific costs were determined for the additional measures with the grea (Destatis 2024a) test reduction potential: Slurry acidification in the houses (only calculated for pig barns) 25 to 43 € t⁻¹ CO₂-eq, methanogenesis-inhibiting slurry additives around 9 - 15 € t⁻¹ CO₂-eq, nitrification inhibitors 84 - 89 € t⁻¹ CO₂-eq, 5 % N savings through the use of plant spectrographs -487 to - 1.273 € t⁻¹ CO₂-eq and the expansion of grain legume cultivation (100 % self-sufficiency) -17 to -55 € t⁻¹ CO₂-eq. The costs of replacing fossil diesel with biodiesel were estimated with the help of literature data and amount to around 150 € t⁻¹ CO₂-eq. No costs were calculated for other measures to reduce GHG emissions in stationary and mobile combustion. The use of plant spectrographs in particular stands out due to the negative conversion costs. These arise from the fact that mineral fertiliser is saved and therefore procurement costs can be avoided. However, this is also a

measure that can only be implemented to a limited extent and therefore has a low overall GHG reduction potential (0.1 million tonnes of CO₂ eq).

The results of the cost calculation are summarised in a marginal cost curve of GHG avoidance, which can be used to identify the measures with high reduction potential and low costs.

Conclusion

With the help of the EMMA-L-NC model, the effect of GHG reduction measures in agriculture can be accurately calculated and projections can be made. Now that the sector targets have been removed following the amendment of the Climate Protection Act in May 2024, the climate targets for 2045 will become even more relevant. In order to achieve climate neutrality, the agricultural sector should then emit a maximum of 40 million tonnes of CO₂ eq which corresponds to the sink function of the LULUCF sector. With current emissions (2023) of around 52 million tonnes of CO₂-eq (excluding emissions from mobile and stationary combustion), a reduction requirement of at least 12 million tonnes of CO₂-eq remains by 2045, which will not be achieved with the measures of the current climate protection programme (around 7.2 million tonnes of CO₂-eq). Additional measures are therefore unavoidable, as the recent judgments against the German government and the special report by the Council of Experts also demand. This assessment does not yet take into account the fact that other sectors could also continue to emit GHG emissions in 2045, which would reduce the potential GHG budget for the agricultural sector. A fixed allocation of the residual emissions that can still be released to achieve net greenhouse gas neutrality to the individual sectors has not yet been made. It is also conceivable that, in addition to the LULUCF sector, other technical sinks will be available by 2045, which means that a higher total sink potential is available for achieving net greenhouse gas neutrality and, accordingly, more GHG emissions could be emitted without missing the target.

The combination of all effective measures examined as part of this project, including the KSP measures, shows a maximum total GHG reduction potential of 16.6 million tonnes of CO₂-eq (compared to the reference situation without measures in 2030). However, with realistic assumptions for 2030 from today's perspective, only 8.5 million tonnes of CO₂ eq total reductions are actually achievable. This makes it clear that additional measures are unavoidable if agriculture is to make a sufficient contribution to climate protection. In addition, the implementation of the individual measures, in particular the KSP measures, must be increasingly promoted so that the ambitious targets, such as a 30 % share of organic farming, can be realised.

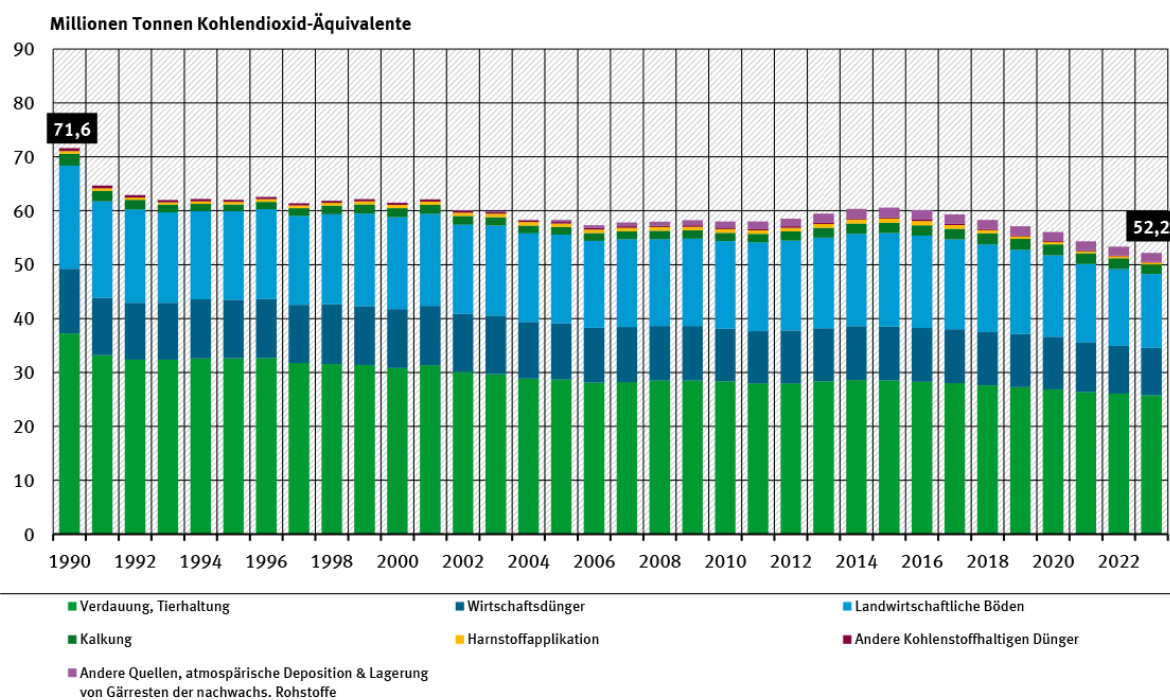
In addition to the reduction in emissions, the implementation costs should also be used as a criterion for the selection of measures in order to evaluate and prioritize measures in the environmental policy debate. Relatively low reduction costs per tons of CO₂ equivalent are determined for the three measures of the KSP; some measures even lead to cost relief for companies. The selection of climate protection measures should also include other environmental impacts (e.g. nitrate leaching potential, emissions of other air pollutants) and the change in GHG emissions outside agriculture in order to avoid shifting negative effects to another environmental medium (pollution swapping) or to another sector.

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Der Sektor Landwirtschaft (CRF⁴-Sektor 3) hat im Jahr 2023 52,2⁵ Mio. t CO₂-Äquivalente (vorläufiger Wert) freigesetzt, was 7,7 % der gesamten Treibhausgas(THG)-Emissionen in Deutschland entspricht (ohne Energieverbrauch in der Landwirtschaft, die Verbrennung von Brennstoffen in Landwirtschaft ist nicht eingerechnet). Seit Beginn der Berechnung in 1990 haben die THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft zunächst bis zum Tiefststand in 2007 abgenommen, um danach bis 2015 wieder leicht anzusteigen (Abbildung 1). Seit 2015 ist dann ein stärkerer Rückgang festzustellen, was in erster Linie auf die Verringerung der Stickstoff-Düngung und die Abnahme des Rindviehbestands zurückzuführen ist. In wieweit sich in dieser Entwicklung auch Effekte der Änderungen der Düngeverordnung (von 2017, novelliert 2020) abzeichnen, ist umstritten.

Abbildung 1: Treibhausgas-Emissionen im Sektor Landwirtschaft¹ 1990 – 2023 nach Kategorien.



¹ Hinweis: die Aufteilung der Emissionen entspricht der UN-Berichterstattung, nicht den Sektoren des Aktionsprogramms Klimaschutz 2020.

Quelle: UBA (2024e), Nationale THG-Inventare 1990 bis 2023 (Stand 15.03.2024; s. a. Fußnote 5).

Der größte Teil der landwirtschaftlichen THG-Emissionen entfällt mit rund 49 % (2023) auf die Freisetzung von Methan, das während des Verdauungsvorgangs (Fermentation) bei Wiederkäuern, aus der Behandlung von Wirtschaftsdünger sowie während der Lagerung von Gärresten aus Biogasanlagen entsteht. Die Methanfreisetzung aus der tierischen Verdauung

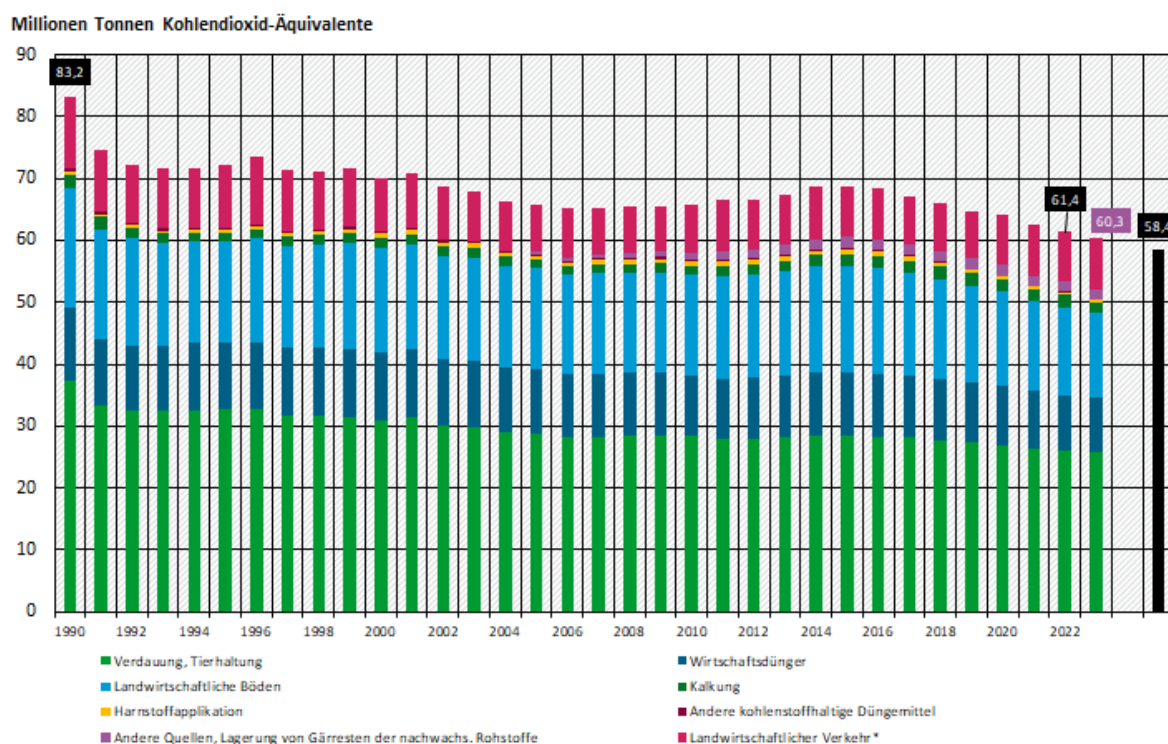
⁴ Common Reporting Format: Abgrenzung der Kategorien für die Zurechnung von THG-Emissionen zu Emissions-Quellbereichen in der internationalen Berichterstattung (UN-Klimarahmenkonvention, europäische Klimaschutzverordnung).

⁵ Die Daten entsprechen dem Stand der Emissionsberichterstattung für Deutschland zum Redaktionsschluss des Projektberichts (November 2024). Die aktuellsten Daten werden jährlich vom Umweltbundesamt üblicherweise Mitte März veröffentlicht; mit jeder Aktualisierung wird jeweils die gesamte Zeitreihe neu berechnet und an methodische Änderungen angepasst. Die Daten späterer Zeitreihen können sich daher von früheren Veröffentlichungen unterscheiden.

ist im Wesentlichen auf die Rinder- und Milchkuhhaltung zurückzuführen und beträgt 73 % der gesamten Methanemissionen der Landwirtschaft. Aus dem Wirtschaftsdüngermanagement stammen rund 20 % der Methanemissionen, die hauptsächlich auf die Exkrememente von Rindern und (zum kleineren Teil) von Schweinen, Geflügel, Pferden und kleine Wiederkäuer zurückgehen. Auf die Emission von Lachgas entfallen rund 34 % der THG-Emissionen der Landwirtschaft. Die Lachgasfreisetzung entsteht im Zuge der mikrobiellen Umsetzung der Stickstoffverbindungen von Mineral- und Wirtschaftsdünger (Gülle, Festmist, Gärreste) sowie der Umsetzung von Ernterückständen in landwirtschaftlich genutzten Böden. Ein kleiner Anteil (rd. 5 %) der landwirtschaftlichen THG-Emissionen erfolgt in Form von CO₂ aus der Anwendung von Harnstoffdünger und der Kalkung von Böden.

Im Klimaschutzgesetz (KSG) werden - abweichend von der CFR-Systematik - auch die Emissionen der Quellkategorie "Verbrennung von Brennstoffen in Landwirtschaft" (CRF 1.A.4.c) i.H.v. 8,1 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2023 der Landwirtschaft zugerechnet. In der Sektor-Abgrenzung des KSG (Abbildung 2) verursacht die Landwirtschaft somit eine THG-Emission von 60,3 Mio. t CO₂-Äq. in 2023 (8,9 % der gesamten Emissionen in Deutschland).

Abbildung 2: Treibhausgas-Emissionen im Sektor Landwirtschaft des KSG¹ 1990 – 2023 nach Kategorien.



¹ Hinweis: die Aufteilung der Emissionen entspricht der Abgrenzung der Sektoren im Aktionsprogramms Klimaschutz 2020 und KSG; d.h. umfasst auch die mobilen und stationären Feuerungen der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei.

Quelle: UBA (2024f), Nationale THG-Inventare 1990 bis 2022, für 2023 vorläufige Daten (Stand 15.03.2024).

Neben den THG-Emissionen des Sektors Landwirtschaft sind weiterhin auch diejenigen Emissionen des Sektors Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF; CRF-Sektor 4) der landwirtschaftlichen Aktivität zuzurechnen, die auf die Nutzung von Böden als Acker- und Grünland zurückzuführen sind. Diese CO₂-Freisetzungen entstehen vor allem durch die Entwässerung und Bewirtschaftung von organischen Böden (Moorböden) und durch den Umbruch von Grünland und summierten sich 2023 auf 37,3 Mio. t CO₂-Äq. Für die

Minderung dieser THG-Emissionen wird ein großes Potenzial gesehen. Gemäß der CRF-Systematik werden diese THG-Emissionen im Nationalen Emissionsinventar (NID) jedoch nicht im Sektor Landwirtschaft aufgeführt und waren daher nicht Untersuchungsgegenstand im vorliegenden Projekt.

Werden alle landwirtschaftlich bedingten THG-Emission (CRF-Sektor Landwirtschaft, CRF-Quellgruppe 1.A.4.c "Verbrennung in der Landwirtschaft" und CRF-Sektor "LULUCF, Kategorien Ackerland und Grünland") zusammen betrachtet, dann beträgt die THG-Emission 97,6 Mio. t CO₂-Äq. (2023). Mit einem Anteil von 14,4 % an der nationalen Emission liegt der Aktivitätsbereich Landwirtschaft somit in der gleichen Größenordnung wie der Sektor Gebäude mit 15,2 %.

Der Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz ist seit vielen Jahren Gegenstand einer intensiven Debatte. Das Minderungspotenzial von Maßnahmen in der Landwirtschaft wurde bereits verschiedentlich untersucht. Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz (WBAE und WBW 2016) schätzte das Potenzial der THG-Emissionsminderung in der Landwirtschaft (Bezugsjahr 2014) mit einem Maßnahmenpaket „moderater Klimaschutz“ auf 23 bis 24 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr und mit „ambitioniertem Klimaschutz“ auf jährlich 40 bis 44 Mio. t CO₂-Äq. Scheffler und Wiegmann (2019) bewerten einzelne Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und kommen insgesamt zu einem geringeren Minderungspotenzial (ohne Berücksichtigung des Bindungspotenzials in Ackerböden). Eine Abschätzung des Öko-Institutes bezifferte die Minderungslücke im Jahr 2030 auf voraussichtlich 6 Mio. t CO₂-Äq. (Harthan et al. 2020). Annahmen-basierte Modellierungen unterschiedlicher Szenarien zum Landwirtschaftssystem der kommenden Jahrzehnte wurden in der RESCUE-Studie vorgestellt (Purr et al. 2019). In den Studien wird darauf hingewiesen, dass bei der Mehrzahl der vorgesehenen Maßnahmen mit der Umsetzung bzw. dem Wirksamwerden erst in einem längeren Zeitraum zu rechnen ist, so dass die Minderungsziele, wenn überhaupt, dann aller Voraussicht nach nur mit einer erheblichen Verzögerung werden könnten.

1.2 Zielsetzung

Zur Umsetzung der EU-Klimaschutzverordnung (EU 2018/842), hat der Bundestag 2019 das Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) verabschiedet, in dem erstmalig Zielvorgaben der bis 2030 zu erreichenden THG-Emissionsminderungen in Deutschland insgesamt sowie in den einzelnen Sektoren festgelegt wurden. Nach dem Beschluss des Bundesverfassungsgerichts⁶ vom 24.02.2021 wurde das KSG 2021 novelliert, unter anderem wurde die THG-Minderungsanforderung auf mindestens 65 % bis zum Jahr 2030 (statt vorher 55 %) und auf mindestens 88 % bis zum Jahr 2040 angehoben (jeweils im Vergleich zu 1990), was THG-Emissionsmengen⁷ von höchstens 438 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2030 und höchstens 150 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2040 entspricht. Mit dieser Änderung des KSG (v. 24.06.2021) wurden auch die Sektorziele nachgeschärft, für die Landwirtschaft wurde für 2030 eine zulässige Jahresemissionsmenge von 56 Mio. t CO₂-Äq. (einschließlich der Emissionen aus der Verbrennung in der Landwirtschaft) festgeschrieben.

Nach KSG (i.d.Fssg. v. 24.06.2021) betrug die zulässige Jahresemission für die Landwirtschaft im Jahr 2023 66 Mio. t CO₂-Äq., mit der aktuellen Emission von 60,3 Mio. t CO₂-Äq. in 2023 würde die Vorgabe des KSG (von 2021) somit unterschritten. Der Projektionsbericht 2023 für

⁶ Aktenzeichen 1 BvR 2656/18, 1 BvR 78/20, 1 BvR 96/20, 1 BvR 288/20.

⁷ Im KSG werden allerdings Jahresmengen nicht explizit genannt.

Deutschland (Harthan et al. 2023) geht davon aus, dass die THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft im „Mit-Maßnahmen-Szenario“ (MMS) bis 2030 auf 58,0 Mio. t CO₂-Äq. und in einem „Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario“ (MWMS) auf 54,1 Mio. t CO₂-Äq. sinken. Während im Projektionsbericht 2021 (Repenning et al. 2021) noch von einer Zielverfehlung bis 2030 in Höhe von insgesamt (kumuliert) 25 Mio. t CO₂-Äq. ausgegangen wurde, ergibt sich im MMS des Projektionsberichts 2023 eine Übererfüllung in Höhe von insgesamt 20 Mio. t CO₂-Äq. bis 2030 und im MWMS von 40 Mio. t CO₂-Äq.

Diese Zielerfüllung ist jedoch nahezu ausschließlich auf eine veränderte Berechnungsmethodik zurückzuführen, nicht jedoch auf die Einführung bzw. Umsetzung tatsächlich emissionsmindernder Maßnahmen. Infolge der Ableitung regional differenzierter Emissionsfaktoren für Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden (Mathivanan et al. 2021) wurden die Lachgasemissionsfaktoren jeweils um etwa 40 % verringert. Die Emission der Landwirtschaft fällt dadurch rechnerisch (Bezugsjahr 2020) um jährlich ca. 4 Mio. t CO₂-Äq. (n. Biewald et al. 2022) bis ca. 5 Mio. t CO₂-Äq. (n. Harthan et al. 2023) niedriger aus. Im KSG wurden jedoch absolute Zielwerte definiert. Im Falle methodischer Änderungen ist eine Anpassung der Zielwerte hier nicht vorgesehen. Während die Zeitreihe der Emissionen mit der neuen Methode rekalkuliert wurde, bleiben die Zielwerte, die sich an den alten Emissionsdaten orientieren, bestehen. Durch die Methodenänderung ergibt sich eine deutliche, rein rechnerische Unterschreitung der zulässigen Jahresemissionsmengen, die sich über die Jahre aufsummiert (Harthan et al. 2023).

Mit der erneuten Änderung des KSG in 2024 (v. 15.07.2024) ist die bindende Wirkung sektorbezogener Minderungsziele weggefallen, d.h. bei Überschreitung der Zielwerte entfällt die Entwicklung eines Sofort-Programms mit Maßnahmen für den Sektor, der die Zielwerte nicht erreicht hat. Der Fokus liegt jetzt nur noch auf der nationalen Höchstmenge der THG-Emissionen als Zielwerte für 2030 und 2040 (die gegenüber dem KSG von 2021 nicht verändert wurden). Das BMWK verspricht sich von dieser Änderung des KSG, dass mit dem verstärkten Fokus auf zukünftige Emissionen besser als bisher überprüft werden könne, ob Deutschland auf dem richtigen Weg ist, oder ob Maßnahmen nachgeschärft werden müssen. Alle für die Sektoren verantwortlichen Bundesministerien haben ihren angemessenen Beitrag zur Erreichung der nationalen Klimaschutzziele zu leisten (Bundesregierung 2024b). Es bleibt abzuwarten, ob diese Sichtweise mehr als nur Zweckoptimismus darstellt.

Der Expertenrat für Klimafragen (2024) hat in einem Sondergutachten die Vorausberechnungen der Emissionsminderungen und damit die projizierte Wirkung der Klimaschutzmaßnahmen bis 2030 ausführlich analysiert. Er kommt zu dem Schluss, dass das Emissionsziel für 2030 voraussichtlich überschritten werden wird und empfiehlt daher die zeitnahe Prüfung weiterer klimapolitischer Maßnahmen.

In zwei jüngst ergangenen Urteilen des OVG Berlin-Brandenburg⁸ wird festgestellt, dass die im Klimaschutzprogramm 2023 aufgeführten Maßnahmen nicht geeignet sind, das sektorübergreifende Klimaschutzziel für 2030 zu erreichen. Die Bundesregierung wird im Urteil dazu verpflichtet, das Klimaschutzprogramm 2023 um weitere Maßnahmen zu ergänzen, damit die sektorspezifischen Emissionshöchstmengen des KSG (i.d.Fssg. v. 24.06.2021) eingehalten werden. Jedoch sind diese Urteile vor der Novellierung des KSG gefällt worden.

Vor diesem Hintergrund ist es unabdingbar, dass das Maßnahmenprogramm insgesamt kurz- bis mittelfristig ausgeweitet werden muss, unabhängig davon, ob sektorbezogene Zielwerte oder nur eine nationale THG-Höchstmenge gelten. Die Entwicklung und Bewertung zusätzlicher Klimaschutzmaßnahmen in allen Sektoren, darunter auch der Landwirtschaft, ist von

⁸ Aktenzeichen OVG 11 A 22/21, OVG 11 A 31/22.

höchster Aktualität und Dringlichkeit. Im früheren KSG (vor der Änderung in 2024) war als Mechanismus festgelegt worden, dass bei Verfehlen eines Zwischen- oder Gesamtziels innerhalb von drei Monaten vom zuständigen Fachministerium ein Sofortprogramm vorgelegt werden musste (für die Landwirtschaft das BMEL). Für den dafür erforderlichen Abstimmungsprozess zwischen BMEL und BMUV muss das UBA als Fachbehörde des BMUV in der Lage sein, die THG-Minderungswirkung von Maßnahmen selbst zu quantifizieren sowie gegebenenfalls eigene Maßnahmenvorschläge zu entwickeln.

Im Rahmen des vorliegenden Projekts sind die dafür notwendigen Werkzeuge entwickelt und dem UBA bereitgestellt worden, mit denen bereits beschlossene und zusätzlich konzipierte Maßnahmen zur Verminderung von THG-Emissionen in der Landwirtschaft bewertet werden können.

1.3 Übersicht Projektaufbau

Das vorliegende Projekt umfasst drei Aufgabenbereiche, mit denen Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft entwickelt und bewertet sowie die einzelbetrieblichen Kosten von Maßnahmen ermittelt wurden.

A) THG-Minderungswirkung von Maßnahmen im Sektor Landwirtschaft (Kap. 2)

Zunächst wurde das Modell EMMA-L-NC (Emissionsminderungsmaßnahmen Landwirtschaft - Stickstoff und Kohlenstoff) (weiter-)entwickelt, mit dem die THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft für die Zeitreihe 1990 bis 2021 kompatibel zu den UBA-Datenbanken EMMA und ZSE (Zentrales System Emissionen) berechnet wurden. Der Abgleich mit der nationalen Emissionsberichterstattung dient zur Validierung der Ergebnisse. Anschließend werden mit EMMA-L-NC für zwei Maßnahmengruppen die THG-Minderungspotenziale abgeschätzt:

- ▶ Maßnahmen des Klimaschutzprogramms (KSP) 2030 der Bundesregierung (BMU, 2019b)
- ▶ Zusätzliche Klimaschutzmaßnahmen, die zur Zielerreichung des KSG (vor d. Änderung 2024) für 2030 beitragen können, wenn die im KSP vorgesehenen Maßnahmen sich als nicht ausreichend erweisen.

Die Berechnung der Minderungswirkungen erfolgt (i) für die IST-Situation (aktuellstes verfügbares Jahr und Zeitreihe ab 1990 rückwirkend) und (ii) mit Projektionen zur Entwicklung der THG-Emissionen bis 2045.

Alle Maßnahmen werden außerdem im Hinblick auf ihre Synergien und Zielkonflikte mit weiteren Umweltzielen in den Bereichen Gewässer, Atmosphäre und Biodiversität bewertet.

B) THG-Emissionen aus mobiler und stationärer Verbrennung in der Landwirtschaft (Kap. 3)

THG-Emissionen aus der Verfeuerung von Brennstoffen in der Land- und Forstwirtschaft (CRF-Quellkategorie 1.A.4.c) werden im KSG der Landwirtschaft zugeordnet. Diese Emissionen entstehen zum einen durch den Kraftstoffverbrauch von mobilen Arbeitsmaschinen in der Pflanzenproduktion und der Tierhaltung und zum anderen durch stationäre Verbrennung (Wärmeerzeugung) in der Nutztierhaltung und dem Unterglasanbau. Auf Basis der Web-Anwendung des KTBL „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ wurde ein Modell zur Abschätzung der THG-Emissionen aus stationärer und mobiler Verbrennung der Landwirtschaft entwickelt. Für einzelne Komponenten des Energieverbrauchs werden Einsparpotenziale aufgezeigt.

C) Emissionsminderungskosten von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft (Kap. 4)

Für die Maßnahmen des KSP 2030 sowie ausgewählte zusätzliche Maßnahmen wurden die einzelbetrieblichen Emissionsminderungskosten pro Tonne CO₂-Äq. berechnet, als Referenzsituation diente die Baseline-Projektion 2030. Für Maßnahmen im Bereich Pflanzenbau erfolgte die Kostenberechnung auf Basis der Web-Anwendung des KTBL „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ (KTBL 2024). Im Ergebnis wird die Grenzkostenkurve der wirksamsten Klimaschutzmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft dargestellt.

2 Modellierung der THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft

2.1 Modell EMMA-L-NC zur Abbildung der THG-Emissionen der Landwirtschaft

Die Berechnung der Emissionen von THG (CH₄, N₂O, CO₂) und Luftschadstoffen (NH₃, NO, NMVOC, PM₁₀, PM_{2,5}) aus dem Sektor Landwirtschaft wird am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz mit dem Modellsystem GAS-EM (GASeous EMISSIONS) als Beitrag zum Nationalen Emissionsinventar Deutschland durchgeführt (Rösemann et al. 2023). GAS-EM ist ein Python-basiertes Berechnungsmodell, dessen Berechnungsmethoden auf die IPCC-Guidelines (IPCC 2006) und das EMEP-Guidebook (EMEP 2016) zurückgehen. Die Emissionsberechnung für das System „Landwirtschaft“ erfolgt in GAS-EM für die drei Bereiche Tierhaltung, Energiepflanzen und landwirtschaftliche Böden (z.B. Mineraldüngung, Erntereste). Die Berechnung wird in GAS-EM prinzipiell nach dem Ansatz vorgenommen:

$$Emission = Aktivität * Emissionsfaktor$$

mit:

- ▶ Aktivität:
 - Einfache Methodik: z.B. Tierplatzzahl, Mineraldüngermenge
 - Komplexe Methodik: z.B. tierische Harn-N-Ausscheidung in Abhängigkeit von Tierleistung und Fütterung
- ▶ Emissionsfaktoren:
 - Einfache Methodik: IPCC-Standardwerte
 - Komplexere Methode: Länderspezifische Werte, Berechnung.

Die Emissionsberechnung wird getrennt durchgeführt für:

- ▶ sechs Tierkategorien: Rinder, Schweine, Geflügel, kleine Wiederkäuer, Pferde und Sonstige (mit zusammen 21 Unterkategorien)
- ▶ Vergärung von Energiepflanzen
- ▶ Emissionen aus Pflanzenrückständen
- ▶ Ausbringung von Mineraldünger und Klärschlamm.

In der Anwendung für das Nationale Emissionsinventar Deutschland werden sowohl einfache als auch komplexere Ansätze für die einzelnen Kategorien und THG bzw. Luftschadstoffe verwendet. Die Berechnung erfolgt nach Auskunft des Thünen-Instituts für die Tierkategorien zunächst auf Kreisebene, veröffentlicht werden jedoch nur auf Ebene der Bundesländer aggregierte Ergebnisse. Die Emissionsberechnung der anderen Bereiche erfolgt auf Länderebene. Das Mengengerüst zu Tierbeständen und Flächennutzung wird im Kern aus der Agrarstatistik übernommen. Die Futteraufnahme der Tiere wird aus der Leistung (Milchleistung, Gewichtszunahme, Legeleistung, usw.) berechnet. Weiterhin werden die verschiedenen Stall-, Lager- und Ausbringungsverfahren berücksichtigt, welche zwar für Bundesländer differenziert vorliegen, im Tabellenanhang zum „Report on methods and data“, im Folgenden RMD, jedoch nur auf Bundesebene aggregiert veröffentlicht werden. Die ausführliche Beschreibung der Methodik zur Emissionsberechnung ist im RMD 2023 zur aktuellsten Submission zu finden (Rösemann et al. 2023).

Für das vorliegende Projekt wird das Modell des UBA-Vorläuferprojektes (EMMa-L) zur Berechnung der Ammoniakemissionen (Häußermann et al. 2020) genutzt und um die Emissionen von CH₄, N₂O und CO₂ erweitert. Die methodischen Grundlagen des RMD 2023 werden übernommen. Sofern möglich, werden die Eingangsdaten direkt aus dem Tabellenanhang des RMD 2023 übernommen (z.B. Tierplatzzahlen, Energiepflanzeninput). Die Verteilhäufigkeiten bei Stall-, Lager- und Ausbringungsverfahren werden selbst aus den Ergebnissen der Landwirtschaftszählung 2020, der Landwirtschaftszählung 2010 und der Agrarstrukturerhebung 2016 auf Bundeslandebene ausgewertet und auf Bundesebene aggregiert. Für die Jahre zwischen den Erhebungsjahren 2010, 2016 und 2020 wurden die Verteilhäufigkeiten interpoliert. Mit dem neuen EMMA-L-NC-Modell können auf Bundes- und Bundeslandebene die THG-Emissionen berechnet werden. Weiterhin ist es möglich, die Freisetzung von Ammoniak, Partikeln, NO_x usw. zu berechnen. Für die Berechnung auf Kreisebene fehlen bisher die Aktivitätsdaten.

Die Emissionsfaktoren sind räumlich nicht differenziert. Einzige Ausnahme bilden die Lachgas-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten, Klärschlamm und Mineraldünger sowie Lachgasemissionen aus Ernteresten, für die mit dem RMD 2023 erstmals Emissionsfaktoren für vier verschiedene Klimazonen verwendet werden. Jeder Kreis ist einer der vier Klimazonen zugeordnet (Mathivanan et al. 2021). Um diese Änderungen in das EMMA-L-NC-Modell übernehmen zu können, werden die implizierten Emissionsfaktoren aus dem Tabellenanhang des RMD 2023 genutzt. Die implizierten Emissionsfaktoren liegen jährlich auf Bundes- und Bundeslandebene vor und geben die Lachgasemissionen je ausgebrachter N-Menge an, differenziert nach Mineraldünger, Wirtschaftsdünger (inkl. Gärresten), Ernterückständen, Klärschlamm und Energiepflanzengärresten.

Die Berechnung der IST-Situation erfolgt jährlich von 1990 bis 2020, ab 2021 bis 2030 werden Emissionsprojektionen berechnet (Kap. 2.2). Die Projektionen bilden die Baseline, um die Wirkung der Klimaschutzmaßnahmen zu bewerten.

Für die Umsetzung der Maßnahmen werden (in Übereinstimmung mit dem Nationalen Emissionsinventar) die Tierkategorien Rinder, Schweine, Geflügel, kleine Wiederkäuer sowie Pferde berücksichtigt, für welche die Emissionen von CH₄ und N₂O aus dem Wirtschaftsdüngermanagement inklusive Vergärung berechnet werden. Andere Tierkategorien (subsummiert unter „Sonstige“) werden aufgrund des geringen Anteils an den Gesamtemissionen nicht betrachtet. Zusätzlich werden Emissionen aus der Vergärung von Energiepflanzen, Ernteresten und aus landwirtschaftlichen Böden (Ausbringung von Mineraldünger, Klärschlamm und Kalkung) berechnet.

2.2 Datenbedarf für die Emissionsprojektionen Landwirtschaft

Die Emissionsprojektionen der Baseline sowie der Maßnahmen erfolgen in jährlicher Auflösung für 2022 bis 2030 und in Fünf-Jahres-Schritten von 2030 bis 2045. Das Mengengerüst für die Baseline-Projektion wird durch Interpolation aus den Aktivitätsdaten für 2025 und 2030 abgeleitet. Diese wurden auf Bundesebene aus dem Tabellenanhang zum RMD 2022 (Vos et al. 2022), der Thünen-Baseline (Haß et al. 2022) und aus dem Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms NLRP 2 (persönliche Mitteilung, Umweltbundesamt (UBA) 2023) entnommen. Dies betrifft u.a. Annahmen zu Steigerung von Tierleistungen, Ertragsänderungen oder auch zum Einsatz von Mineraldünger. Das Mengengerüst auf Länderebene wird unter Annahme gegenüber 2022 konstanter Anteile für die einzelnen Länder abgeleitet. Für die Projektionen der Aktivitätsdaten konnten die Annahmen aus den o.g. nicht in allen Fällen herangezogen werden, da hierfür keine Projektionsannahmen veröffentlicht wurden. Stattdessen sind für folgende Bereiche eigene Annahmen getroffen:

- a) Entwicklung technisch dichter Gärrestlager, im Folgenden als gasdichte Gärrestlager bezeichnet
- b) Aktivitätsdaten für einzelne Bereiche der Tierproduktion
- c) Flächen für den Anbau spezifischer Anbaukulturen
- d) Anbau von Energiepflanzen.

Die Annahmen zu a) bis c) werden nachstehend erläutert, zu d) im Kap. 2.2.1 ausführlich vorgestellt.

- a) Die Projektionen zur Entwicklung gasdichter Gärrestlager in EMMA-L-NC orientieren sich an der Annahme aus dem KSP, dass der Anteil gasdichter Gärrestlager 2030 auf einem ähnlichen Niveau wie 2015 verbleibt (Bundesregierung 2019). Für die Projektionsjahre ab 2020 bis 2030 wird der Anteil gasdichter Gärrestlager von 2021 übernommen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich der Anteil gasdichter Gärrestlager mutmaßlich erhöhen wird: In der „Förderung von Investitionen in emissionsmindernde Maßnahmen wie der Vergärung von Wirtschaftsdüngern“ werden u.a. gasdichte Gärrestlager mit bis zu 40 % der förderfähigen Investitionssumme gefördert (BMEL 2022a). Hierzu stehen für 2021 bis 2023 jährlich 50 Mio. Euro aus dem Energie- und Klimafonds zur Verfügung. Da die Förderung erst Anfang 2022 eingeführt wurde, kann derzeit nicht abgeschätzt werden, wie sich die Fördergelder (maximal 200.000 Euro je Unternehmen und Vorhaben) auf den Anteil gasdichter Gärrestlager auswirken wird, da der Bau von gasdichten Gärrestlagern nur eine von mehreren geförderten Baumaßnahmen darstellt (BMEL 2022a). Auch ist eine gasdichte Gärrestlagerung, gemeint ist hier technisch gasdicht unter Einbezug von Leckagen, seit EEG 2012 verpflichtend. Bestandsanlagen, die eine Anschlussförderung nach EEG erhalten möchten, müssen dann bis spätestens 2032 die Abdeckung der Gärrestlager nachrüsten. Daher ist die Annahme einer unveränderten Gärrestlagerabdeckung konservativ.
- b) Für folgende Aktivitätsdaten bzw. Parameter in der Tierproduktion werden eigene Annahmen für die Projektionen getroffen:
 - ▶ Für den MilCHFettgehalt und Milcheiweißgehalt der Milchkühe wird für die Projektionen bis 2030 das 10-jährige Mittel 2011 bis 2020 verwendet.
 - ▶ Der Proportionalitätsfaktor, mithilfe dessen das Anfangsgewicht von Milchkühen berechnet wird, wird mittels Polynomregression bis 2030 extrapoliert.
 - ▶ Für den Futterverwertungskoeffizienten sowie die Lebensspanne von Puten-Hennen und -Hähnen werden ab 2021 die Werte von 2020 übernommen, da diese Werte seit 2013 konstant sind.
 - ▶ Bei Mastgeflügel wird für den Proteingehalt und Aschegehalt des Futters sowie für den Futterverwertungskoeffizienten der Wert von 2020 für alle Projektionsjahre bis 2045 verwendet.
 - ▶ Für die Emissionsberechnung bei Masthähnchen/-hühnchen wird die jährliche Bruttofleischproduktion benötigt. Aus den Tierzahlen und der Bruttofleischproduktion wird ab 1990 bis 2020 die Fleischproduktion je Tierplatz berechnet. Mit einer Polynomregression wird die jährliche Bruttofleischproduktion je Tierplatz bis 2030 extrapoliert. Mithilfe der projizierten Tierzahlen wird die Gesamtbruttofleischproduktion bis 2030 berechnet.

Die relativen Anteile der unterschiedlichen Haltungsverfahren und WD-Lagerungstechniken bleibt für alle Tierkategorien ab 2020 für die Projektionen konstant. Es ist zu erwarten, dass der Stellenwert von Tierwohl weiter zunehmen wird und sich dieses auch in den Haltungsverfahren zukünftig widerspiegeln wird. Da es jedoch derzeit noch keine gesetzliche Verpflichtung bzw. Förderrichtlinien gibt, ist es schwer abzubilden, in welchem Umfang dafür Stallumbauten bzw. Neubauten erforderlich sein werden und wie schnell diese dann umgesetzt werden. Daher werden - wie in der Thünen-Baseline - unbeschadet der Tierwohl-Debatte die relativen Anteile der Haltungsverfahren als konstant angenommen. Bei den Anteilen der Ausbringungsverfahren sind, wie im RMD 2023, die Vorgaben der Düngeverordnung 2020 zur Ausbringung organischer Düngemittel berücksichtigt.

- c) Die Flächenprojektionen orientieren sich an der Entwicklung der Summen von Acker- und Grünland sowie Acker und Gemüse (persönliche Mitteilung, Umweltbundesamt (UBA) 2023). Es wird angenommen, dass die Flächen für den Anbau von Gemüse konstant bleiben. Aus der aktuellen TI-Baseline (Haß et al. 2022) wird der Trend für Getreide und Winterraps übernommen (-4,7 %). Die Flächen für Silomais, Getreide zur Ganzpflanzenernte und Körnermais gehen entsprechend des Rückgangs als Energiepflanzeninput (Kap. 2.2.1) zurück (-6,3 bis -19,2 %). Die übrige Fläche wird anteilig auf die anderen Anbaukulturen und Grünland verteilt, was zu leichten Zunahmen von 0,8 % (Grünland) und zu einer Abnahme der sonstigen Ackerkulturen (-17,1 %) führt.

2.2.1 Projektion des Energiepflanzeninputs in Biogasanlagen

Im RMD 2022 sowie der Thünen-Baseline (Haß et al. 2022) wird ein Rückgang des Energiepflanzeninputs um etwa 50 % bis 2030 angenommen, die Gründe dafür werden jedoch nicht detailliert erläutert. Dieser Wert übersteigt den Rückgang der installierten Leistung bei Biogasanlagen von 10 % bis 2027 (im Vergleich zum Stand 2017; Bundesregierung 2019), der im KSP angenommen wird, ganz erheblich. Es wird daher im Folgenden alternativ der Rückgang des Energiepflanzeneinsatzes auf Basis der Annahmen des KSP hergeleitet und den Annahmen aus dem RMD 2022 gegenübergestellt. Für die Herleitung wird davon ausgegangen, dass der Rückgang der installierten Leistung sich nur auf den Energiepflanzeninput, nicht jedoch auf den Input von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen auswirkt. Das heißt, der Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, bleibt wie in der Thünen-Baseline konstant. Da der Wirtschaftsdüngeranfall von 2020 bis 2030 sinkt, muss der Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, in der Baseline-Projektion angepasst werden. Es wird angenommen, dass die Inputmenge in Biogasanlagen konstant bleibt. Hintergrund ist, dass mit dem Förderprogramm „Förderung von Investitionen in emissionsmindernde Maßnahmen wie der Vergärung von Wirtschaftsdüngern“ (BMEL 2022a) explizit die Wirtschaftsdüngervergärung ausgebaut werden soll. Da noch nicht absehbar ist, inwiefern dieses Förderprogramm die Wirtschaftsdüngervergärung steigern könnte, wird für die Baseline-Projektionen angenommen, dass der Wirtschaftsdüngereinsatz in Biogasanlagen konstant bleibt. Bei Geflügelkot nimmt der Anteil des Geflügelkots ab, der vergoren wird, da die Anfallmenge und die Tierzahlen für die Baseline-Projektion 2030 zunehmen (Tabelle 3). Im Gegensatz dazu nehmen die Anfallmengen an Schweine- und Rindergülle sowie Rinderfestmist ab, weshalb die jeweiligen Vergärungsanteile zunehmen.

Tabelle 3: Anteil der Wirtschaftsdüngervergärung nach Wirtschaftsdüngerart für 2021 und für die Baseline-Projektionen für 2025 und 2030.

Wirtschaftsdüngerart	Stand 2021	Baseline 2025	Baseline 2030
Rinderfestmist	5,8 %	5,8 %	6,0 %
Rindergülle	27,0 %	27,4 %	28,5 %
Schweinegülle	17,6 %	18,8 %	22,0 %
Geflügelkot	14,5 %	14,4 %	14,4 %

2.2.1.1 Auswertung und Projektion des Biogasanlagenbestands und der eingespeisten Energie

Die EEG-Stamm- und Bewegungsdaten der vier Übertragungsnetzbetreiber in Deutschland (50Hertz Transmission GmbH verschiedene Jahrgänge; Amprion GmbH verschiedene Jahrgänge; TransnetBW GmbH verschiedene Jahrgänge; Tennet TSO GmbH verschiedene Jahrgänge) werden ausgewertet und auf Kreisebene die installierte Leistung und die eingespeiste Energie der Biogasanlagen ermittelt. Es wird zwischen Vor-Ort-Verstromung sowie Biomethaneinspeisung differenziert. Aus installierter Leistung und eingespeister Energie lassen sich die rechnerischen Vollbetriebsstunden berechnen (Tabelle 4). Für Biomethaneinspeisung handelt es sich um die äquivalente Stromeinspeisung (Einzelheiten der Berechnungsmethodik sind in Häußermann et al. (2019) dargestellt). Die eingespeiste Energie aus Biomethan- und Vor-Ort-Verstromungsanlagen wird im Folgenden in eingespeister elektrischer Energie angegeben.

Für die Projektion bis 2030 wird zunächst die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen bis 2030 berechnet. Die eingespeiste Energie berechnet sich aus der installierten Leistung und den Vollbetriebsstunden. Für die Entwicklung der installierten Leistung von Biogasanlagen wird die Annahme aus dem KSP übernommen: 2017 liegt die installierte Leistung bei insgesamt 4,9 GW, für 2027 wird eine um 10 % reduzierte installierte Leistung von 4.4 GW angenommen. Mithilfe einer linearen Regression (Input: installierte Leistung 2017, 2021 und 2027) wird die installierte Leistung bis 2030 inter- bzw. extrapoliert.

Tabelle 4: Installierte Leistung, eingespeiste elektrische Energie und rechnerische Vollbetriebsstunden von Biogasanlagen von 2017 bis 2020.

Anlagen	Parameter	2017	2018	2020	2021
Vor-Ort-Verstromung	Eingespeiste elektrische Energie [GWh]	30.806	30.287	30.108	29.646
	Installierte elektrische Leistung [GW]	4.3	4.3	4.2	4.1
	Rechnerische Vollbetriebsstunden [h]	7.146	7.053	7.148	7.165
Biomethaneinspeisung	Eingespeiste elektrische Energie [GWh]	2.837	2.850	2.914	3.133
	Installierte elektrische Leistung [GW]	0,6	0,6	0,6	0,7
	Rechnerische Vollbetriebsstunden [h]	5.004	4.734	4.692	4.791

Quelle: Eigene Auswertung der Stamm- und Bewegungsdaten der EEG-Anlagen (50Hertz Transmission GmbH verschiedene Jahrgänge; Amprion GmbH verschiedene Jahrgänge; TransnetBW GmbH verschiedene Jahrgänge; Tennet TSO GmbH verschiedene Jahrgänge)

Für die Berechnung der Vollbetriebsstunden wird zwischen Biomethananlagen (u.a. Einspeisung ins Erdgasnetz) und Vor-Ort-Verstromung (u.a. Einspeisung ins Stromnetz) unterschieden. Bei den Biomethananlagen sind die rechnerischen Vollbetriebsstunden seit 2015 annähernd konstant, es ist kein Trend erkennbar. Daher wird der Mittelwert der Jahre 2015 bis 2021 gebildet (4.762 Vollbetriebsstunden pro Jahr) und für die Projektionsjahre 2025 und 2030 genutzt. Bei den Vor-Ort-Verstromungsanlagen ist hingegen seit 2015 eine leichte Abnahme der rechnerischen Vollbetriebsstunden erkennbar. Mithilfe einer linearen Regression werden die Vollbetriebsstunden für 2025 und 2030 extrapoliert. Aus installierter Leistung und Vollbetriebsstunden wird für die Projektionen 2025 und 2030 die eingespeiste Energie berechnet (Tabelle 5). Im Vergleich zu 2021 wird für 2025 eine um 8,3 % und für 2030 eine um 15,0 % geminderte eingespeiste elektrische Energie prognostiziert.

Tabelle 5: Berechnete eingespeiste elektrische Energie für die Projektionsjahre 2025 und 2030.

Anlagen	Projektion 2025			Projektion 2030		
	Eingespeiste elektr. Arbeit [GWh]	Veränderung zu 2021		Eingespeiste elektr. Arbeit [GWh]	Veränderung zu 2021	
		[GWh]	[%]		[GWh]	[%]
Vor-Ort-Verstromung	27.536	-2.110	-7,1 %	25.438	-4.162	-14,0 %
Biomethaneinspeisung	2.525	-389	-19,4 %	2.381	-533	-24,0 %
Gesamt	30.061	-2.718	-8,3 %	25.484	-4.915	-15,0 %

2.2.1.2 Berechnung des Energiepflanzeneinsatzes

Um die Minderung des Energiepflanzeninputs berechnen zu können, wird die eingespeiste elektrische Energie aus dem Energiepflanzeneinsatz (E_{ECR}) für 2021 berechnet. Die Berechnung erfolgt getrennt für alle sechs im Emissionsinventar berücksichtigten Energiepflanzen. Die Einsatzmengen der einzelnen Energiepflanzen (m_i) sind aus dem RMD 2023 entnommen. Mithilfe der KTBL-Richtwerte zu substratspezifischem Trockenmassegehalt ($x_{\text{TM},i}$), organischem Trockenmassegehalt ($x_{\text{OTM},i}$) und Gasertragspotenzials ($x_{\text{Biogas},i}$) nach KTBL (2021) kann der Biogasertrag berechnet werden (Formel 1, Tabelle 6).

Der Methanertrag berechnet sich aus dem Biogasertrag und dem substratspezifischen Methananteil im Biogas ($x_{\text{CH}_4,i}$) nach KTBL (2021). Bei einem durchschnittlichen Energiegehalt von $9,97 \text{ kWh m}^{-3}$ Methan (FNR, 2022) und einem elektrischen Wirkungsgrad von 38 % ergibt sich ein Energieertrag von $3,8 \text{ kWh}_{\text{el}} \text{ je m}^3$ Methan. Aus dem Methanertrag und dem Energieertrag von $3,8 \text{ kWh}_{\text{el}} \text{ m}^{-3} \text{ CH}_4$ berechnet sich die eingespeiste elektrische Energie (Formel 1)

Formel 1: Berechnung der eingespeisten elektrischen Energie durch Energiepflanzen.

$$E_{\text{ECR}} = \sum m_i * x_{\text{TM},i} * x_{\text{OTM},i} * x_{\text{biogas},i} * x_{\text{CH}_4,i} * 3,8$$

mit:

E_{ECR} Energiepflanzeneinsatz

m_i Einsatzmengen der einzelnen Energiepflanzen

$x_{\text{TM},i}$ KTBL-Richtwerte zu substratspezifischen Trockenmassegehalt

$X_{oTM,i}$	KTBL-Richtwerte zu substratspezifischen organischen Trockenmassegehalt
$X_{Biogas,i}$	Gasertragspotenzial
$X_{CH_4,i}$	substratspezifischer Methananteil im Biogas
i	sechs Substrate gem. Tabelle 5.

Die gesamte durch Energiepflanzen eingespeiste elektrische Energie in 2021 beträgt 27.531 GWh (Tabelle 6). Damit hat die Energiegewinnung aus Energiepflanzen einen Anteil von 92,9 % an der Gesamtenergieeinspeisung aus Biogas (Stand 2021: 29.645 GWh, vgl. Tabelle 4).

Unter der Annahme, dass der Rückgang der installierten Leistung bei Biogas (vgl. Bundesregierung 2019) sich nur auf den Einsatz von Energiepflanzen auswirkt, wird der Rückgang an eingespeister elektrischer Energie im Vergleich zu 2021 (Tabelle 5) für die beiden Projektionsjahre 2025 und 2030 von der berechneten Gesamteinspeisung durch Energiepflanzen (Tabelle 6) abgezogen.

Tabelle 6: Gasertrag, Methanertrag und äquivalente Menge an eingespeister elektrischer Arbeit in Biogasanlagen 2021.

Substrat	Einsatzmenge [Gg FM] ^a	Massenanteil [% TM]	Gasertrag [1.000 m ³] ^b	Methanertrag [1.000 m ³] ²	Äquivalent elektr. Energie [GWh] ^b
Maissilage	45.740	81,3	10.063	5.434	21.671
Grassilage	5.145	9,1	977.479	518.064	2.066
Getreide-Ganzpflanzensilage	3.470	6,2	711.341	384.124	1.532
Weizenkorn	405	0,7	251.236	130.643	521
Roggenkorn	819	1,5	507.944	264.131	1.053
Corn-Cob-Mix	710	1,2	319.654	172.613	688
Summe	56.290	100	12.831	6.903.546	27.531

Berechnung auf Basis KTBL-Richtwerte (KTBL 2021) und Substrateinsatzmengen (Rösemann et al. 2023).

^a RMD 2023 (Rösemann et al. 2023).

^b Eig. Berechnung auf Basis der KTBL-Richtwerte (KTBL 2021).

Daraus ergibt sich in der Summe eine um 9,1 % reduzierte Energiebereitstellung durch Energiepflanzen für 2025 und um 17,1 % reduzierte Bereitstellung für 2030. Dementsprechend reduziert sich für die beiden Projektionsjahre der Energiepflanzeneinsatz um 9,1 % (2025) bzw. 17,2 % (2030).

2.2.1.3 Vergleich mit anderen Veröffentlichungen

Die eigenen Ergebnisse sind mit der Biogas-Betreiberbefragung 2018 des DBFZ für das Erhebungsjahr 2017 (Daniel-Gromke et al. 2020) vergleichbar: Energiepflanzen haben dort einen Anteil von 75,5 % an der Energiebereitstellung aller Biogasanlagen bzw. von 80,7 % der landwirtschaftlichen Biogasanlagen (Daniel-Gromke et al. 2020). In diesem Projekt wird mit 92,9 % ein etwas höherer Anteil von Biogas aus Energiepflanzen ermittelt. Aufgrund der Unsicherheit der DBFZ-Erhebung mit einer Rücklaufquote von 6,6 % bis 7,1 % (Daniel-Gromke et al. 2020) und der Annahmen im RMD, die auf dem Bioreact-Datensatz aus 2012 basieren (Rösemann et al. 2023), können beide Einschätzungen in einem ähnlichen Bereich angesehen werden, wodurch die Unterschiede als gering einzustufen sind. Größere Unterschiede zu den

eigenen Ergebnissen bestehen in Bezug auf den Rückgang des Energiepflanzeneinsatzes. Im RMD 2022 (Vos et al. 2022) wird ein Rückgang von 50,7 % bis 2030 beim Energiepflanzeneinsatz angenommen, in der Thünen-Baseline nimmt die installierte Leistung bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen um ca. 50 % bis 2030 ab. In Daniel-Gromke et al. (2020) wird ein Rückgang von 66 % der installierten Leistung von Biogasanlagen insgesamt (inkl. nicht-landwirtschaftlicher Biogasanlagen) bei auslaufender Förderung prognostiziert. In verschiedenen Szenarien nehmen Daniel-Gromke et al. (2020) eine Spannweite von 15,9 % bis 42,0 % Rückgang der installierten Leistung an. Bei diesen Szenarien handelt es sich um die Optionen einer Anschlussförderung (gemäß EEG 2021, zuletzt geändert durch Artikel 8 des Gesetzes vom 8. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1726) ist eine Anschlussförderung für Gülleanlagen um 10 Jahre möglich) in Kombination mit Flexibilisierung, Reduktion des Einsatzes von nachwachsenden Rohstoffen auf einen energetischen Anteil von 50 % je Anlage sowie Umstellung auf Biomethan (Daniel-Gromke et al. 2020).

Diese große Spannbreite der verschiedenen Ergebnisse zeigt, dass es derzeit schwierig ist abzuschätzen, wie sich der Anlagenbestand verändern wird. Die Auswirkungen des EEG 2021 sind in Daniel-Gromke et al. (2020) untersucht worden. Der Einfluss der neuen Richtlinie zur Förderung von Investitionen in emissionsmindernde Maßnahmen bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger (finanziert aus dem Energie- und Klimafonds der Bundesregierung) hingegen noch nicht. Diese hat zum Ziel, den Anteil des Wirtschaftsdüngereinsatzes in Biogasanlagen zu erhöhen; daneben wird aber auch der Bau gasdichter Gärrestlager gefördert (BMEL 2022a). Da die Förderrichtlinie erst Anfang 2022 eingeführt wurde, kann bislang nicht prognostiziert werden, wie sich die Fördermaßnahme auf den Energiepflanzeneinsatz und den Biogasanlagenbestand auswirken wird. Ebenso kann sich eine gesteigerte Nachfrage nach Biomethan aus dem Verkehrssektor auf die Entwicklung des gesamten Biogasanlagenbestands auswirken.

2.2.2 Substratmix

In Anlehnung an den RMD 2023 wirkt sich der Rückgang des Energiepflanzeneinsatzes in den Projektionen gleichermaßen auf alle Substrate aus, d.h. der prozentuale Anteil der einzelnen Energiepflanzensubstrate bleibt gleich. Gemäß Haß et al. (2022) wird bei der Thünen-Baseline bereits berücksichtigt, dass der Anteil von Mais und Getreide laut EEG 2017 bei neu bezuschussten Anlagen maximal 44 % (auf TM-Basis) ab 2021/2022 betragen darf. Dies hat in der Thünen-Baseline jedoch keine Auswirkungen auf die Massenanteile der einzelnen Substrate. Jedoch ist die Deckelung des Mais- und Getreidekörnereinsatzes mit dem EEG 2021 § 39i, Absatz 1 bei neu bezuschussten Anlagen auf 40 Masse-% beschränkt; dies gilt gleichermaßen für Biomethananlagen.

Dominierendes Substrat ist sowohl im RMD 2023 als auch bei Daniel-Gromke et al. (2020) Maissilage mit 80 % bzw. 73 % (auf TM-Basis), gefolgt von Grassilage mit 9 % bzw. 12 % und Getreide-Ganzpflanzensilage mit 6 % bzw. 8 %. Die Substratmixzusammenstellung basiert bei Daniel-Gromke et al. (2020) auf einer DBFZ-Betreiberbefragung für 2017, die Substratinputdaten im RMD 2023 stammen aus einer Substratdateninputbank von Bioreact (Rösemann et al. 2023). Der Bioreact-Datensatz (pers. Mitteilung, (Hölker 2012)) beinhaltet anlagenspezifische Daten für 1664 Biogasanlagen, u.a. zu Standort, installierter Leistung und Substratinput, und wurde nur einmalig 2012 erhoben. In den DBFZ-Betreiberbefragungen für 2017 und 2018 lag die Rücklaufquote bei 6,6 % und 7,1 % (Biogasanlagen ohne Abfallvergärung), welches 454 bzw. 501 Einzelanlagen entspricht. Die DBFZ-Datenbank, welche zusätzlich zur Betreiberbefragung von Daniel-Gromke et al. (2020) zur Auswertung genutzt wurde, umfasst 2017 laut Daniel-Gromke et al. (2020) ca. 87 % des Biogasanlagenbestands Deutschlands. In

der Datenbank sind u.a. Daten zu Substratinput hinterlegt. Aktuellere, flächendeckende Datensätze zum Substratmix stehen nicht zur Verfügung.

Für die Projektionen mit dem Modell EMMA-L-NC werden die Massenanteile der einzelnen Substrate aus RMD 2023 übernommen. Es wird davon ausgegangen, dass es keine Neuinstallationen von Anlagen mit Energiepflanzeneinsatz geben wird und dass sich der Substratmix bei den Bestandsanlagen im Vergleich zu 2021 – auch bei Stilllegung einzelner Anlagen oder Anschlussförderung – nicht wesentlich ändern wird. Anschlussförderung ohne Teilnahme an der Ausschreibung können Güllekleinanlagen beantragen, die mindestens einen Anteil von 80 % Gülle (auf TM-Basis) in die Vergärung geben. Somit sind diese Anlagen von der Begrenzung des Mais- und Getreideeinsatzes nach EEG nicht betroffen. Es werden jedoch Änderungen im Substratmix bei Biogasanlagen in Maßnahmen des Arbeitspakets 5 (Kap. 2.3.5) berechnet. Es fehlen derzeit allerdings Grundlagendaten, um Änderungen im Substratmix substantiiert begründen zu können und fundierte Annahmen zu den eingesetzten Substraten in Bestand- und Neuanlagen zu treffen.

2.3 Berechnungsmethodik der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft

2.3.1 Übersicht

Die zu untersuchenden Maßnahmen umfassen die Maßnahmen des KSP 2030 (Bundesregierung 2019) sowie weitere, mit dem UBA abgestimmte zusätzliche Maßnahmen. Die Berechnung der Emissionsminderung erfolgt mithilfe des EMMA-L-NC-Modells (Kap. 2.1). Die fünf Klimaschutzmaßnahmen des KSP 2030 (Bundesregierung 2019) für den Sektor Landwirtschaft sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Übersicht der Klimaschutzmaßnahmen für den Sektor Landwirtschaft im KSP 2030.

Kürzel	Maßnahme	Teilziele der Maßnahme	Methodik	Ergebnisse
M1	Senkung der Stickstoffüberschüsse	Senkung der N-Überschüsse (Gesamtbilanz) auf 70 kg N/ha; Verbesserung der N-Effizienz	2.3.2	2.5.1
		Senkung der Ammoniakemissionen (NEC)		
		Gezielte Minderung von Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden (bspw. emissionsarme Düngungstechnologien)		
		Optimierung der zeitlichen Verteilung der Düngung		
M2	Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und landwirtschaftlichen Reststoffen	Steigerung der Vergärung auf 30 % des gesamten Wirtschaftsdüngeraufkommens (bis 2025)	2.3.3	2.5.2
		Vollständig gasdichte Gärrestlager		
		Abnahme der installierten Leistung um 10 % (ggü. 2015 bis 2027)		
M3	Ausweitung des Ökolandbaus	Ausdehnung auf 20 % Flächenanteil bis 2030	2.3.4	2.5.3
		Neu aus der Biostrategie 2030 (BMEL 2023a): Ausbau auf 30 % Flächenanteil		

Kürzel	Maßnahme	Teilziele der Maßnahme	Methodik	Ergebnisse
M4	Verringerung der Treibhausgasemissionen in der Tierhaltung	Senkung der tier- und produktbezogenen THG-Emissionen (Fütterung, Stall, WD-Lager)	/	/
		Umstellungsraten für mehr Tierwohl, Ausbau Tierwohllabel		
		Abbau und Umbau von Tierbeständen (veränderter Konsum)		
		Futtermittelimporte reduzieren, klimaschonende Produktion von Futtermitteln		
M5	Energieeffizienzsteigerung in der Landwirtschaft (Quellgruppe Feuerungsanlagen)	Steigerung der Energieeffizienz bei stationären Feuerungsanlagen LWS	3	3
		Steigerung der Energieeffizienz bei mobilen Feuerungsanlagen; Zunahme Biokraftstoff		

Quelle: KSP 2030 (Bundesregierung 2019).

Für Maßnahme M4 ist bisher unklar, wie die einzelnen Teilziele umgesetzt werden können. Aufgrund der fehlenden Formulierung möglicher Umsetzungsschritte im KSP kann die Minderungswirkung von M4 nicht berechnet werden. Einzelne Teilaspekte werden aber in den zusätzlichen Maßnahmen bearbeitet, welche auf eigenen Zielen und Umsetzungsschritten basieren (Kap. 2.3.4). Maßnahme M5 ist Gegenstand des Kap. 4.

Weiterhin wird im KSP 2030 als sektorenübergreifende Maßnahme die Reduktion von Lebensmittelabfällen genannt. Jedoch ist es derzeit strittig, inwiefern sich die Reduktion von Lebensmittelabfällen auf die THG-Emissionen in Deutschland auswirkt. Es ist anzunehmen, dass durch reduzierte Abfälle keine Produktionskapazitäten in der Landwirtschaft wegfallen. Vielmehr kann angenommen werden, dass mehr Lebensmittel exportiert werden. Dadurch können zwar global THG-Emissionen gesenkt werden, national bzw. auf Bundesebene wirkt sich die Reduktion von Lebensmittelabfällen jedoch nur geringfügig bzw. gar nicht aus.

Im Sofortprogramm (Bundesregierung 2023) der Bundesregierung 2023 sind Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft – trotz Zielerreichung – enthalten. Diese sind jedoch wenig konkret und / oder greifen die bereits in Tabelle 7 oder KSP angesprochenen Maßnahmen wieder auf, wie die Energieeffizienzsteigerung oder die Reduktion von Lebensmittelabfällen. Im Bereich Düngung soll durch Monitoring die Datenverfügbarkeit verbessert werden. Die Wirksamkeit auf den Düngemiteleinsatz durch ein potenzielles Monitoring kann derzeit nicht abgeschätzt werden, auch da das Monitoring bis Projektende nicht gestartet wurde. Die Erarbeitung einer Ernährungsstrategie sowie deren Effekte auf die Produktion sind ebenfalls nicht abbildbar, werden aber in den zusätzlichen Maßnahmen durch die Anpassung des tatsächlichen Konsums tierischer Produkte und des Ernährungsmusters an die Ernährungsempfehlungen (ZEa) aufgenommen. Auch die Formulierung eines neuen Leitbilds für die Landwirtschaft, in dem sich die Entwicklung der Tierbestände an der Fläche orientiert, ist schwer quantifizierbar. Repräsentativ dafür dient die Maßnahme „Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹“ (ZAb). In einer weiteren Maßnahme soll der Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizengeprüft werden. Im Projekt wird in zwei Szenarien die Absenkung der Ansprüche modelliert (ZAh).

In Tabelle 8 sind die Maßnahmen aufgelistet, die im Rahmen des Projektes zusätzlich berechnet werden. Die zusätzlichen Maßnahmen lassen sich in die Bereiche Düngung und Ackerbau

(A), Biogas (B), Stall und WD-Lager (C), Fütterung und Züchtung (D) sowie strukturelle Maßnahmen (E) untergliedern. Die Methodik für die zusätzlichen Maßnahmen wird in Kapitel 2.3.6, die Ergebnisse in Kapitel 2.5.4 beschrieben.

Tabelle 8: Übersicht der zusätzlichen im Projekt untersuchten Maßnahmen.

Kürzel	Bereich	Maßnahme	Minderungseffekt
ZAa	A	Ansäuerung bei Ausbringung	Reduzierte indirekte Lachgasemissionen durch Verringerung der Ammoniakemissionen
ZAb	A	Optimierte Düngeplanung	Senkung der Mineraldüngung durch angepasste Düngeplanung
ZAc	A	Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren	Verminderte Mineraldüngung durch effizientere Düngung mittels Pflanzenspektografen
ZAd	A	Anbau von Körnerleguminosen	Geringerer N-Bedarf durch Mineraldüngung
ZAe	A	Ausbau des Zwischenfruchtanbaus	Mineraldüngereinsparung durch geringere N-Auswaschung im Winter
ZAf	A	Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	Minderung der Lachgasfreisetzung durch die Hemmung der Lachgasbildung
ZAg	A	Abbau von Sicherheitszuschlägen	Verminderter Mineraldüngereinsatz
ZAh	A	Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen	Die Spätdüngergabe wird vermindert.
ZBa	B	Vergärung von Nebenernteprodukten	Weniger Energiepflanzenvergärung
ZBb	B	Entfrachtung von Überschussregionen	Verminderter Mineraldüngereinsatz durch Nutzung von überschüssigen Wirtschaftsdünger
ZBc	B	Änderungen im Substratinput	Weniger Energiepflanzenvergärung
ZCa	C	Optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement	Schnellere Entmistung führt zu geringeren Ammoniakemissionen und indirekten Lachgasemissionen
ZCb	C	Emissionsoptimierter Offenstall	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen
ZCc	C	Gülleabkühlung	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen
ZCd	C	Gülleansäuerung im Stall	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen
ZCe	C	Ausbau Weidegang	Reduzierte Ammoniak- und Methanemissionen
ZCf	C	Güllezusätze (Methanogenesehemmend)	Reduktion der Methanbildung und -freisetzung durch Zusatzstoffe bei der Güllelagerung
ZDa	D	Erhöhung der Lebensleistung (Milchkühe)	Rückgang der Tierzahlen
ZDb	D	Förderung von Mehrnutzungs-rindern	Rückgang der Tierzahlen
ZDc	D	N-reduzierte Fütterung	Geringere Lachgas- und Ammoniakfreisetzung durch geringere N-Aufnahme
ZDd	D	Futterzusätze	Geringere Methanemissionen aus enterischer Fermentation

Kürzel	Bereich	Maßnahme	Minderungseffekt
ZEa	E	Veränderter Konsum	Durch Verzehr weniger tierischer Produkte werden weniger Tiere benötigt
ZEb	E	Begrenzung der Viehbesatzdichte	Tierhaltung wird auf 2 GV je Hektar begrenzt
ZEc	E	Kennzeichnung der Tierwohlhaltungsstufe	Umsetzung von Tierwohlmaßnahmen führt zu Tierbestandsabbau
ZEd	E	N-Steuer	Stickstoffsteuer für den Verbrauch von Mineraldüngern führt zu reduzierten Mineraldüngereinsatz

Die Minderungswirkung der einzelnen Maßnahmen wird jeweils für 2030 berechnet. Als Aktivitätsdaten werden die Daten des Baseline-Projektionsjahres 2030 genutzt. Nur die Maßnahmen-spezifischen Parameter werden angepasst wie bspw. die Mineraldüngermengen oder die Milchleistung. Die Minderungswirkung der Maßnahme wird mit den THG-Emissionen der Baseline-Projektion für 2030 verglichen.

Die Berechnung der Emissionsminderung erfolgt teilweise auf Basis von Annahmen und Herleitungen. Um die Unsicherheit der Berechnung aufzuzeigen, werden i.d.R. bei den Annahmen Spannweiten genutzt und die Sensitivität einzelner Parameter wird berechnet. Informationen zu Sensitivitätsberechnungen werden im Zusammenhang mit der Beschreibung der jeweiligen Maßnahme gegeben.

Einige Maßnahmen beeinflussen die Erträge und die Produktionsmengen. Zwar haben Produktionsrückgänge auch einen positiven Effekt auf die Gesamtemissionen (bspw. sinken die Emissionen aus den Ernteresten bei vermindertem Ertrag), jedoch werden durch den Rückgang an inländisch produzierten Futtermitteln und Lebensmitteln Importe steigen, was höhere Emissionen für den Transport zur Folge hat. Für die Bewertung der Maßnahmen werden daher - neben der Emissionsminderung - auch die Änderungen im Produktionsumfang der Landwirtschaft (Futtermittel und Marktprodukte), die Auswirkungen auf andere Umweltziele sowie die entstehenden THG-Emissionen in anderen Sektoren bei Umsetzung der Maßnahme betrachtet (Kap. 2.6).

2.3.2 Methodik M1: Senkung der N-Überschüsse, Ammoniak- und Lachgasemissionen

Ziel im KSP 2030 ist die Reduktion der landwirtschaftlichen N-Überschüsse der N-Gesamtbilanz auf 70 kg N ha⁻¹ LF (Bundesregierung 2019). Die Auswirkung auf die THG-Emissionen kann in der vorliegenden Methodik nur über Einsparungen bei der Mineraldüngerausbringung abgebildet werden.

Weitere Teilziele der Maßnahme (Tabelle 9) sind die Minderung indirekter Lachgasemissionen durch die Senkung der Ammoniakemissionen im Zuge der Umsetzung der NEC-Richtlinie sowie die Minderung direkter Lachgasemissionen durch angepasste Düngung (Bundesregierung 2019). Da zu emissionsmindernden Düngungstechnologien in Bezug auf die Senkung der Lachgasemissionen nur Nitrifikationsinhibitoren im KSP enthalten sind und zu diesen Technologien derzeit noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (Bundesregierung 2019), kann dieses Teilziel bei der Bewertung der Gesamtmaßnahme nicht berücksichtigt werden. Der Minderungseffekt von Nitrifikations-Hemmstoffen wird unter „zusätzliche Maßnahmen“ (Kap. 2.3.5) berechnet, um das zukünftige Potenzial abzuschätzen. Da der Einsatz nach Bundesregierung (2019) noch erforscht werden soll, wird der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen nicht als Teil von Maßnahme M1 berechnet.

Die Senkung der Ammoniakemissionen wird durch die nach der Düngeverordnung (DüV, zuletzt geändert durch Art. 97 G v. 10. August 2021) vorgeschriebene schnellere Einarbeitungszeit bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie die Änderungen der Ausbringungstechniken auf Grünland, Acker und im Bestand bis 2025 bzw. 2030 in EMMA-L-NC abgebildet und die Aktivitätsdaten zur Ausbringung werden dementsprechend angepasst. Im Bereich Stall und WD-Lager wird die Auswirkung der novellierten TA Luft auf BImSchV-Betriebe zu Zielerreichung der NEC-Richtlinie (Richtlinie (EU) 2016/2284, vom 14. Dezember 2016) berechnet.

Tabelle 9: Teilziele, Umsetzung und Implementierung der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".

Teilziele	Umsetzung KSP	Implementierung in E-MoLL
Senkung der N-Überschüsse	Düngeverordnung	Einsparungen bei der Mineraldüngerausbringung
Minderung indirekter Lachgasemissionen	Umsetzung der Maßnahmen des nationalen Luftreinhaltungsprogramms	Emissionsminderung Ausbringung Emissionsminderung Stall und Wirtschaftsdüngerlager
Minderung direkter Lachgasemissionen	Emissionsmindernde Düngung (Forschungsbedarf)	Keine Implementierung

In verschiedenen Szenarien wird die Emissionsminderung berechnet, wobei sich die Senkung der N-Überschüsse bei der Umsetzung im EMMA-L-NC-Modell nur die Mineraldüngereinsparungen aggregiert auf der Bundesebene (Deutschland insgesamt) einbinden lassen. Insgesamt werden vier Szenarien zu Minderung der N-Überschüsse berechnet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Szenarien für die Implementierung der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".

Maßnahme M1	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Beschreibung	Minderung Überschuss N-Gesamtbilanz auf 70 kg N ha ⁻¹	Ermittlung N-Überschussminderung auf Kreisebene	Ermittlung N-Überschussminderung bei Umsetzung der Düngeverordnung auf Kreisebene	Ermittlung N-Überschussminderung bei Umsetzung der Stoffstrombilanzverordnung
Implementierung im Modell	Reduktion der Mineraldüngerausbringung	Reduktion der Mineraldüngerausbringung	Reduktion der Mineraldüngerausbringung	Reduktion der Mineraldüngerausbringung
Voraussetzung	/	Keine Ertragsminderungen	Keine Ertragsminderungen	Keine Ertragsminderungen
Vorarbeiten	/	N-Bilanzierung auf Kreisebene mit „RegNBil“ (n. Häußermann und Bach)	N-Bilanzierung auf Kreisebene mit „RegNBil“ (n. Häußermann und Bach)	N-Bilanzierung auf Kreisebene mit „RegNBil“ (n. Häußermann und Bach)

- Szenario 1: Pauschale Minderung des Überschusses der N-Gesamtbilanz auf 70 kg N/ha
LF

Es wird angenommen, dass der Überschuss der N-Gesamtbilanz Deutschland von 85,7 kg N ha⁻¹ LF im Jahr 2021 (n. eigener Berechnung, Methodik nach BMEL 2022b) auf 70 kg N ha⁻¹ LF durch die Verminderung der Mineraldüngung i.H.v. von 15,7 kg N ha⁻¹ LF (linear im Bundesgebiet) reduziert werden kann. Bezogen auf eine landwirtschaftliche Nutzfläche von 16,6 Mio. ha bedeutet dies ein Einsparpotenzial von 294 Gg N für 2021. Gegenüber der Baseline-Projektion bedeutet dies eine Minderung der Mineraldüngerausbringung um 30,1 %. Ob diese Verminderung auch zu Ertragseinbußen führen würde, kann mit dem Instrumentarium des EMMA-L-NC-Modells nicht ermittelt werden. Es wird mit Hilfe ergänzender (modellexterner) Auswertungen („RegNBil“ nach Häußermann und Bach) überprüft, ob Ertragsrückgänge bei einer Verminderung der Mineraldüngung in dieser Höhe anzunehmen sind und dann ggf. als Rückkoppelungseffekt in die Berechnungen in EMMA-L-NC zu berücksichtigen sind.

► Szenario 2: Minderung der N-Überschüsse mithilfe der Methodik N-Bilanzierung

Die Methodik der regionalen N-Bilanzierung „RegNBil“ (nach Häußermann und Bach) wird als Pre-Prozessing für EMMA-L-NC genutzt. Mithilfe der N-Flächenbilanzierung werden für die Baseline-Projektion 2030 die N-Überschüsse und die Mineraldüngermengen auf Kreisebene berechnet. Die Datengrundlage für die N-Flächenbilanzierung sind das Datengrundgerüst für 2020 und die Annahmen für die Baseline-Projektionen (Kap. 2.2.1) auf Bundesebene. Es wird angenommen, dass für die einzelnen Parameter und Aktivitätsdaten der Bundestrend der Projektionen (Kap. 2.2) und der eigenen Annahmen auf Kreisebene übernommen werden kann. Die Flächenbilanz wird um eine Stallbilanz (angelehnt an BMEL, 2022) ergänzt. Auf Kreisebene wird analysiert, wo N-Überschüsse auf 70 kg N ha⁻¹ durch verminderten Mineraldüngereinsatz reduziert werden können, ohne dass Erträge gemindert werden. Die Einsparungen auf Kreisebene werden auf Bundesebene aufsummiert. Auswahlkriterium ist, dass der N-Überschuss (Stall- und Flächenüberschuss) über 70 kg N ha⁻¹ betragen muss. Dies ist in 250 der 401 Kreise der Fall. Insgesamt kann hierdurch 251 Gg N gegenüber 2021 an Mineraldünger eingespart werden. Gegenüber der Baseline-Projektion für 2030 bedeutet dies eine Minderung der Mineraldüngerausbringung um 27,1 %.

► Szenario 3: Minderung der N-Überschüsse durch die Umsetzung der Düngeverordnung

Für dieses Szenario wird ebenfalls die N-Flächenbilanzierung auf Kreisebene „RegNBil“ (nach Häußermann und Bach) genutzt. Die Ergebnisse des parallel laufenden Projekts „DüngEval“ (Bearbeitung: Uni Gießen, Häußermann et al. im Druck) zur Evaluierung der neuen Düngeverordnung werden genutzt, um eine Spannweite der potenziellen N-Überschussminderung durch die Umsetzung der Düngeverordnung zu ermitteln. Hieraus können die potenziellen Mineraldüngereinsparungen und die damit verbundene Emissionsreduktion berechnet werden. Ohne die Einführung der Düngeverordnung steigt der Einsatz an Mineraldünger um 21,1 % von 1.266 Gg N in 2021 auf 1.533 Gg in 2030 an. Mit Einführung der Düngeverordnung wird die Mineraldüngerausbringung um 9,3 % (im Vergleich zur Baseline-Projektion für 2030) auf 1.390 Gg N gemindert.

► Szenario 4: Minderung der N-Überschüsse durch eine novellierte Stoffstrombilanzverordnung

Die Stoffstrombilanzverordnung (v. 14.12.2017) galt nur für eine relativ kleine Gruppe von Betrieben⁹. Ursprünglich war geplant, die Stoffstrombilanzverordnung in der laufenden Le-

⁹ Betriebe mit mehr als 50 GV je Betrieb oder mit mehr als 30 ha LF bei einer Tierbesatzdichte von jeweils mehr als 2,5 GV/ha; Betriebe mit Aufnahme von Wirtschaftsdünger; Betriebe mit Biogasanlage, die mit einem viehhaltenden Betrieb der genannten Kategorien in einem funktionalen Zusammenhang stehen.

gislaturperiode zu novellieren und dabei den Geltungsbereich auf alle Betriebe (oberhalb einer Bagatellgrenze) auszuweiten sowie die Obergrenzen des zulässigen betrieblichen Stickstoffüberschusses mehr oder weniger stark abzusenken (Deutscher Bundestag 2021). Die Ausweitung ist mit der Novellierung 2023 erfolgt, sodass diese für einen Großteil der Betriebe (> 20 ha oder > 50 GV) gilt. Jedoch ist die Bewertung ausgesetzt worden, auch wurden die zulässigen Stickstoffüberschüsse nicht angepasst. Vergleichbar mit Szenario 3 sollte die Auswirkung einer möglichen Verschärfung der Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV, 1. Fassung) auf die N-Überschüsse mithilfe der N-Bilanzierung auf Kreisebene berechnet werden. Da die Stoffstrombilanzverordnung während der Projektlaufzeit bislang jedoch nicht verabschiedet worden ist (und sich auch kein konsolidierter Entwurf im politischen Abstimmungsprozess befindet), kann die Auswirkung einer Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung auf die N-Überschüsse und somit auf die THG-Emissionen nicht abgeschätzt werden.

Zusätzlich wird für alle Szenarien dieser Maßnahme angenommen, dass die Vorgabe der NEC-Richtlinie zur Minderung der Ammoniakemissionen um 29 % gegenüber 2005 eingehalten wird. Aus dem 2. Nationalen Luftreinhalteprogramm NLRP 2 (pers. Mitteilung Umweltbundesamt (UBA) 2023) werden die Szenarien WM („with measures“) und WAM („with advanced measures“) übernommen. Folgende Maßnahmen sind im WM-Szenario enthalten (pers. Mitteilung Umweltbundesamt (UBA) 2023):

- ▶ Abluftreinigung in G-Betrieben¹⁰ oder G-Betriebe mindern 40 % durch weitere systemintegrierte Maßnahmen
- ▶ 30 % der V-Betriebe mindern 40 % durch systemintegrierte Maßnahmen, 70 % der V-Betriebe mindern nicht.
- ▶ Nicht abgedeckte Außenlager für Gülle in G und V-Betrieben werden zu 80 % mindestens mit Folie oder vergleichbarer Technik abgedeckt

Für die Berechnung der Maßnahmen des WM-Szenarios zu BImSch-V-V und -G-Betrieben sind Daten aus der LZ 2020 beim Forschungsdatenzentrum (FDZ 2021) abgefragt worden. Bei der Berechnung der Wirkung der Abluftreinigungsanlagen sind Abweichungen zu den Berechnungen des NLRP 2 (pers. Mitteilung Umweltbundesamt (UBA) 2023) zu erwarten, da in Rösemann et al. (2023) zusätzlich zu den Daten der LZ 2020 auch eine jährlich aktualisierte Herstellerbefragung zu installierten Abluftreinigungsanlagen zur Berechnung der N-Abscheidung durch Abluftreinigungsanlagen genutzt wird. In EMMA-L-NC gehen bisher die N-Abscheidungswerte nach Tabellenanhang von Rösemann et al. (2023) ein, die Erhöhung der Abscheidung durch das WM-Szenario (G-Betriebe mit Abluftreinigung) wird daher durch die relative Zunahme der Tierplätze nach ausgewerteten Daten der LZ 2020 (FDZ 2021) berechnet.

Folgende Maßnahmen sind im WAM-Szenario enthalten (pers. Mitteilung Umweltbundesamt (UBA) 2023):

- ▶ Vergärung von 70 % der anfallenden Gülle
- ▶ 100 % gasdichte Gärrestlager
- ▶ Maßnahmen in Milchkuhställen: 50 % der Tierplätze werden mit emissionsmindernden Bodenbelägen ausgestattet
- ▶ Gülleausbringung mit Injektions-/Schlitztechnik oder Ansäuerung.

¹⁰ Nach Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchV) fallen landwirtschaftliche Betriebe abhängig von der Anzahl an Tierplätzen unter das BImSchG und müssen u.a. bei der Genehmigung der Stallbauten – und umbauten bestimmte Anforderungen erfüllen. Dabei wird zwischen G-Betrieben mit besonders hohem Immissionspotenzial und V-Betrieben mit geringerem Potenzial unterschieden. Eine Definition der V- und G-Betriebe nach Tierplatzzahlen ist im Anhang 1 (ab Nr. 7) der BImSchV enthalten.

Das NEC-Szenario ist die Kombination der beiden Szenarien des NLRP 2, wobei die Güllevergärung nicht einbezogen wird, da diese bereits Teil der Maßnahme M2 ist. Die beiden Einzelszenarien WM und WAM werden jedoch auch einzeln berechnet und als Spanne für das NEC-Szenario genutzt.

2.3.3 Methodik M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung

Die Vergärung von Wirtschaftsdünger soll auf 70 % des Gesamtaufkommens gesteigert werden (30 % bis 2025) (Bundesregierung 2019). Dies betrifft sowohl flüssigen als auch festen Wirtschaftsdünger (Bundesregierung 2019). Zudem wird im KSP angenommen, dass die Gärreste vollständig gasdicht gelagert werden. Im Modell wird die Vergärung von Wirtschaftsdünger nach GAS-EM-Methodik nur für die Tierkategorien Rinder und Geflügel angenommen, für Schweine derzeit nur für güllebasierte Systeme. Für die Berechnung der Maßnahmenwirkung wird die Ausweitung der Vergärung auf den Wirtschaftsdüngeranfall von Rindern und Schweinen sowohl aus gülle- als auch aus strohbasierten Systemen sowie außerdem für Geflügelkot angenommen. Derzeit wird jedoch nur Schweinegülle und nicht für Schweinefestmist Wirtschaftsdüngervergärung angenommen (Rösemann et al. 2023). Die Maßnahme zielt nicht auf die Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger anderer Nutztiere, bspw. von Pferden, ab.

In den verschiedenen Szenarien wird die Auswirkung der Zunahme der Vergärung von Wirtschaftsdünger auf 30 %, 50 % und 70 % der anfallenden Menge berechnet. Jedoch ist die regionale Umsetzung von der Entfernung der Biogasanlagen zu den viehhaltenden Betrieben abhängig. Mithilfe der räumlichen Verteilung der Biogasanlagen sowie dem Tierbestand kann auf regionaler Ebene berechnet werden, wie viel des anfallenden Wirtschaftsdüngers maximal vergoren werden kann, ohne unwirtschaftliche bzw. im Hinblick auf die CO₂-Emission unvertretbar große Transportstrecken anzunehmen. Die THG-Minderung wird für alle Szenarien über die Erhöhung des Anteils an vergorenem Wirtschaftsdünger für Rinder, Schweine und Geflügel berechnet.

Im KSP (Bundesregierung 2019) wird angenommen, dass die installierte Leistung der Biogasanlagen bis 2027 um 10 % im Vergleich zu 2015 abnimmt (vgl. Kap. 2.2.1). Die Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung führt bei konstanter oder verringerter Fermenterkapazität zwangsläufig zu einer Abnahme der Zufuhr von Energiepflanzen in Biogasanlagen. Auf Basis von Anlagenbestand, installierter Leistung, produzierter Strommenge sowie maximaler Aufnahmekapazität der Fermenter wird für dieses Szenario daher auch untersucht, wie sich der Input mit Energiepflanzen durch die Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung verändern wird (Kap. 2.3.2). Bei reduziertem Bedarf an Energiepflanzen können die vorher dafür genutzten Ackerflächen für den Anbau anderer Kulturen genutzt werden. Diese Verschiebung des Anbauspektrums muss für die Szenarien ergänzend berücksichtigt werden (Kap. 2.6).

2.3.3.1 Datenbasis

Für die Berechnung der Minderungswirkung dieser Maßnahme müssen die Inputmengen an Wirtschaftsdünger berechnet werden, welche 2030 in den verschiedenen Szenarien vergoren werden würden. Die Berechnung erfolgt in fünf Schritten:

- i) Gesamtanfall an Wirtschaftsdünger für 2021 und 2030 (in Frischmasse FM) sowie die Frischmasse an Wirtschaftsdünger, der vergoren wird (inkl. Einstreu).
- ii) Gesamtinput an Energiepflanzen für 2021
- iii) Gesamtfermentervolumen der Bestandsbiogasanlagen 2021 und 2030
- iv) Wirtschaftsdüngeranfall 2030 und das Gesamtfermentervolumen 2030 auf Kreisebene

v) Wirtschaftsdüngerinput, Energiepflanzeninput und Fermentervolumen für die Szenarien.

Zudem kann mit diesen Daten abgeleitet werden, wie viel Energiepflanzen bei Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung in Biogasanlagen eingesetzt werden. Folgende Voraussetzungen wurden gewählt:

- ▶ Der Rückgang an installierter Leistung und des Fermentervolumens erfolgt in allen Kreisen prozentual gleich.
- ▶ Limitierender Faktor ist die Fermentergröße, d.h. die bestehenden Fermenter werden in 2020 bereits maximal ausgenutzt und nicht nachgerüstet bzw. ausgebaut.
- ▶ Der Energiepflanzeneinsatz hängt vom Restvolumen ab, welches nicht durch Wirtschaftsdünger genutzt wird. Ausnahme Szenario 4: Hier wird angenommen, dass das Verhältnis von Wirtschaftsdüngereinsatz (FM) und Energiepflanzeneinsatz max. 80:20 beträgt.

Für die Erstellung der Datenbasis der Maßnahme M2 werden Zwischenergebnisse des EMMA-L-NC-Modells, Kalkulationsdaten des KTBL (2022c, 2021) sowie die ausgewerteten EEG-Stamm- und Bewegungsdaten der vier Übertragungsnetzbetreiber Deutschland (Amprion, 50Hertz, Tennet TSO und TransnetBW) benötigt.

i) Gesamtanfall an Wirtschaftsdünger

In einem ersten Schritt wird der Wirtschaftsdüngeranfall für jede Tierunterkategorie bei Schweinen, Rindern und Geflügel berechnet:

Formel 2: Berechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls.

$$WD = \sum_{i=1}^{**} VS_i * \frac{f_{slurry,i}}{x_{DM,i,slurry}} /_{VS,i,slurry} + VS_i * \frac{f_{straw,i}}{x_{DM,i,s}}$$

mit:

WD Wirtschaftsdüngeranfall gesamt [FM]

i Tierunterkategorien von Schweinen, Rindern und Geflügel

VS_i Gesamt-VS-Ausscheidungen (VS= volatile solids, organische Trockenmasse) je Tierunterkategorie

f_{Slurry,i} Anteil der VS-Ausscheidungen, die in güllebasierten Systemen anfallen (Abzüge für Weide sind schon berücksichtigt)

f_{Straw,i} Anteil der VS-Ausscheidungen, die in strohbasierten Systemen anfallen (Abzüge für Weide sind schon berücksichtigt)

x_{DM,i} Trockenmassegehalt bezogen auf Frischmasse

x_{VS,i} Gehalt organische Trockenmasse bezogen auf Trockenmassegehalt.

Es wird dabei nur der Anteil der VS-Ausscheidungen betrachtet, welche im Stall anfallen, also abzüglich der VS-Ausscheidungen auf der Weide. In Tabelle 11 sind die Trockenmasse- und organischen Trockenmassegehalte für die Wirtschaftsdüngerarten angegeben (KTBL 2021). Hieraus ergibt sich ein Gesamtwirtschaftsdüngeranfall der Kategorien Schweine, Rinder und Geflügel von 162.232 Gg FM für 2021, inkl. Strohinput fallen 169.686 Gg FM an.

Tabelle 11: Trockenmassegehalt und organischer Trockenmassegehalt verschiedener Wirtschaftsdüngerarten.

Wirtschaftsdüngerart	Trockenmassegehalt $x_{DM,i}$ [kg TM kg FM ⁻¹]	Org. Trockenmassegehalt $x_{VS,i}$ [kg oTM kg TM ⁻¹]
Rinder – güllebasiert	0,09	0,8
Rinder – strohbasiert	0,225	0,85
Schweine – güllebasiert	0,05	0,75
Geflügelkot	0,5	0,8

Quelle: KTBL (2021).

Anschließend wird aus dem Gesamtwirtschaftsdüngeranfall der Wirtschaftsdüngeranfall berechnet, der in die Vergärung geht. Für die aktuelle Situation wird bei Rindern Wirtschaftsdüngervergärung sowohl für die stroh- als auch die güllebasierten Systeme berechnet, bei Schweinen hingegen wird nur in güllebasierten Systemen Wirtschaftsdüngervergärung berechnet (vgl. Rösemann et al. 2023). Bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger aus strohbasierten Systemen wird zusätzlich angenommen, dass auch die Einstreu mitvergoren wird, daher wird diese im Gesamtinput mitberücksichtigt:

Formel 3: Berechnung des Gesamtinputs an Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen.

$$WD_{biogas} = \sum_{i=1} WD_i * x_{biogas,i} + m_{straw} * x_{bio,i}$$

mit:

- WD_{biogas} Gesamtinput an Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen [FM]
- WD_i Wirtschaftsdüngeranfall je Tierkategorie und nach Wirtschaftsdüngerart [FM]
- $x_{biogas,i}$ Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird
- m_{straw} Frischmasseeintrag an Einstreu in strohbasierten Systemen (alle Rinder)
- $x_{DM, straw}$ Trockenmassegehalt Stroh von 80 % (Rösemann et al. 2023).

Der Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird, liegt aufgeschlüsselt nach Tierkategorie (d.h. Rinder, Schweine und Geflügel) und nach Wirtschaftsdüngerart vor. Insgesamt werden 34.968 Gg FM Wirtschaftsdünger 2021 in Biogasanlagen (21,6 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers) vergoren, mit Einstreu ergibt sich ein Gesamtinput von 35.345 Gg FM. Für 2030 wurde nach gleicher Methode anhand der Annahmen der Baseline-Projektionen der Wirtschaftsdüngerinput inklusive Einstreu in Biogasanlagen mit 35.340 Gg FM berechnet.

ii) Gesamtinput an Energiepflanzen für 2021

In Kap. 2.2.1 wurde bereits der Gesamtinput von Energiepflanzen von 56.290 Gg FM für 2021 (Tabelle 6) berechnet.

iii) Gesamtfermentervolumen der Bestandsbiogasanlagen 2021 und 2030

Das Gesamtfermentervolumen, d.h. das Gesamtvolumen aller Fermenter in landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland), hängt von dem Input an Wirtschaftsdünger und Ener-

giepflanzen ab. Der KTBL-Biogasrechner (KTBL 2022c) ist dafür ausgelegt, die Wirtschaftlichkeit bestehender Biogasanlagen bei Umnutzung etc. zu berechnen, eine zentrale Kalkulationsgröße ist dabei das Fermentervolumen. Anhand der Inputmengen an Wirtschaftsdünger (Tabelle 12) und Energiepflanzen (Tabelle 13) wurde mithilfe des KTBL-Biogasrechners das theoretische Fermentervolumen je Einsatzmenge für Wirtschaftsdünger (2021 und 2030) und für Energiepflanzen berechnet.

Tabelle 12: Wirtschaftsdüngerinput in Biogasanlagen 2021 und für Baseline-Projektion 2030.

Wirtschaftsdüngerart	Einsatz [Gg FM] 2021	Einsatz [Gg FM] 2030
Rinder – güllebasiert	23.274	23.270
Rinder – strohbasiert	968	967
Schweine – güllebasiert	10.824	10.824
Geflügelkot	279	278
Gesamt	35.345	35.340

Es wurden mehrere Varianten durchgerechnet, in denen die Gesamtinputmenge variiert, jedoch die Mengenverhältnisse der Energiepflanzen bzw. Wirtschaftsdüngerarten gleichblieben. Das benötigte Fermentervolumen je Einsatzmenge wich nur geringfügig ab. Für Wirtschaftsdünger wurden die Berechnungen für 2021 und für 2030 durchgeführt, da sich der Anteil der verschiedenen Wirtschaftsdüngertypen zwischen 2021 und 2030 geringfügig ändert.

Tabelle 13: Energiepflanzeneinsatz in Biogasanlagen 2021.

Energiepflanze	Einsatz [Gg FM]
Maissilage	45.740
Grassilage	5.145
Ganzpflanzensilage	3.470
Weizenkorn	405
Roggenkorn	819
Corn-Cob-Mix	710
Gesamt	56.290

Quelle: RMD 2022 (Rösemann et al. 2023).

Nach eigener Berechnung ergaben sich die in Tabelle 14 aufgeführten Substrat-spezifischen Fermentervolumen sowie für die Baseline-Projektion 2030 und Berichtsjahr 2021 aus den Einsatzmengen berechneten Gesamtfermentervolumen.

Tabelle 14: Berechnete Fermentervolumen und Einsatzmengen an Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen, IST-Situation 2021 und Baseline-Projektion 2030.

Substrat	Jahr	Spezifisches Fermentervolumen [m³ t FM ⁻¹]	Einsatz [Gg FM]	Gesamtfermentervolumen [1.000 m³]
Wirtschaftsdüngermix	2021	0,094	35.681	3.336.
Energiepflanzenmix	2021	0,379	56.290	21.336
Gesamt	2021		91.971	24.672
Wirtschaftsdüngermix	BL2030	0,095	35.340	3.304
Energiepflanzenmix	BL2030	0,379	46.690	17.697
Gesamt	BL2030		82.029	21.001

Quelle: eigene Berechnung; spezifische Fermentervolumen ermittelt mithilfe des KTBL-Biogasrechners (KTBL 2022c).

Das Gesamtfermentervolumen reduziert sich infolge des angenommenen Rückgangs des Energiepflanzeninputs für die Baseline-Projektion 2030 der Emissionsprojektionen (Kap. 2.2.1) somit um 14,9 %.

iv) Wirtschaftsdüngeranfall 2030 und Gesamtfermentervolumen 2030 auf Kreisebene

Im Szenario 4 wird berechnet, welche Wirtschaftsdüngermenge in Biogasanlagen vergoren werden kann. Limitierender Faktor ist hierfür die Aufnahmekapazität der Biogasanlagen, also das Gesamtfermentervolumen. Es wird kein Neubau von Biogasanlagen angenommen. Zudem sind lange Transportstrecken zwischen Biogasanlage und Tierhaltungsbetrieb unwirtschaftlich und nicht klimaschonend. Zur Vereinfachung der Berechnung wird als maximale Transportentfernung die Kreisgrenze angenommen. Den Autor*innen ist bewusst, dass Wirtschaftsdüngertransporte auch kreisübergreifend stattfinden. Jedoch liegen die Tierzahlen und die Biogasdaten nur auf Kreisebene vor, so dass aus arbeitswirtschaftlichen Gründen die Kreisebene als Betrachtungsgrenze für den Wirtschaftsdüngertransport gewählt wurde.

In ersten Schritt wird der Wirtschaftsdüngeranfall für 2030 auf Kreisebene berechnet. Die Berechnungsschritte erfolgen analog zu i) für den Anfall von Rindern, Schweinen und Geflügel. Es werden die Tierzahlen auf Kreisebene (Destatis 2022b) und die mit der EMMA-L-NC berechnete VS-Ausscheidung auf Bundesebene genutzt. Der Anteil von stroh- und güllebasierten Systemen und der Weidezeiten wird aus dem Datengerüst für das Projektionsjahr 2030 auf Bundesebene genutzt. Summiert auf Bundesebene ergibt sich ein Gesamtanfall der Wirtschaftsdünger inklusive Einstreu und exklusive des Anfalls auf der Weide in 2030 von 160.421 Gg FM.

Im nächsten Schritt wird anhand der eingespeisten Energie berechnet, wie viel Fermentervolumen auf Kreisebene vorhanden ist. Aus den EEG-Stamm- und Bewegungsdaten der vier Übertragungsnetzbetreiber Deutschland (Amprion, 50Hertz, Tennet TSO und TransnetBW) kann die eingespeiste Energie auf Kreisebene ausgelesen werden. Für das Projektionsjahr 2030 wird angenommen, dass sich die Minderung um 15,0 % (vgl. Kap. 2.2.1) der eingespeisten Energie bis 2030 in den Emissionsprojektionen in allen Kreisen gleichermaßen auswirkt. Daraus ergibt sich auf Deutschland aggregiert eine eingespeiste Energie von 27.565 GWh für das Baseline-Projektion 2030.

Aus dem berechneten Gesamtfermentervolumen für 2021 in iii) von $24.672.322 \text{ m}^3$ und einer eingespeisten Energie von 32.272 GWh 2021 laut EEG-Stamm- und Bewegungsdaten ergibt sich ein durchschnittliches Fermentervolumen von $824,6 \text{ m}^3 \text{ GWh}^{-1}$. Mithilfe dieser Daten berechnet sich für 2030 das Fermentervolumen auf Kreisebene folgend:

Formel 4: Berechnung des Fermentervolumens von Biogasanlagen.

$$\text{Fermentervolumen}_{\text{Kreis}} = \text{Eingespeiste Energie}_{\text{Kreis}} * 824,6$$

Nach dieser Berechnung ergibt sich ein Gesamtfermentervolumen von $20.410.148 \text{ m}^3$ für 2030. Im Vergleich zur Berechnung des Gesamtfermentervolumen nach iii) entspricht das um ein um 2,8 % niedrigeres Gesamtvolumen. Die Autoren halten die Abweichung um 2,8 % im Gesamtfermentervolumen bei unterschiedlicher regionaler Betrachtungsebene für vertretbar.

Aus dem Gesamtfermentervolumen wird mithilfe des Faktors für Fermentervolumen je Wirtschaftsdüngerinput in iii) (Tabelle 14) von $0,095 \text{ m}^3 \text{ FM}^{-1}$ die Kapazität auf Kreisebene berechnet. Es wird angenommen, dass maximal 80 % des Gesamtinputs Wirtschaftsdünger ist. Die restlichen 20 % des Frischmasseinputs sind Energiepflanzen.

Formel 5 Berechnung der Aufnahmekapazität an Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen.

$$\text{Kapazität}_{\text{Kreis}} = (\text{Fermentervolumen}_{\text{Kreis}} / 0,095) * 0,8$$

Hieraus ergibt sich eine Gesamtkapazität auf Bundesebene aggregiert von 214.844 Gg FM , von denen 171.875 Gg FM Kapazität für Wirtschaftsdüngerinput bereitstehen.

Auf Kreisebene wird nun geprüft, welcher Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers entsprechend der regionalen Kapazität vergoren werden kann. Auf Deutschland aufsummiert ergibt sich eine Gesamtaufnahmekapazität von 124.197 Gg FM , was 65,7 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers entspricht. Zusätzlich sind 48.231 Gg FM (entspricht 25,5 % des Gesamtanfalls) an Kapazität vorhanden, die nicht durch das Wirtschaftsdüngeraufkommen im Kreis gedeckt werden kann. Das bedeutet, dass die Fermenterkapazität für Wirtschaftsdüngerinput (80 % des Inputs) in Kreisen mit geringem Wirtschaftsdüngeranfall nicht ausgeschöpft werden kann.

v) Wirtschaftsdüngerinput, Energiepflanzeninput und Fermentervolumen für die Szenarien

Für die einzelnen Szenarien wird berechnet, wie sich die Zunahme des Wirtschaftsdüngereinsatzes in Biogasanlagen auf den Energiepflanzeneinsatz auswirkt (Tabelle 15). In einem ersten Schritt wird für die einzelnen Szenarien der Wirtschaftsdüngeranfall berechnet, der in die Biogasanlage geht (s.o.). Im nächsten Schritt wird mithilfe des Faktor $0,095 \text{ m}^3 \text{ Fermenter t}^{-1} \text{ FM-Input}$ (Tabelle 14) das Fermentervolumen berechnet, welches für die Wirtschaftsdüngervergärung benötigt wird. Das für 2030 berechnete Fermentervolumen, welches nicht für Wirtschaftsdüngervergärung benötigt wird, kann für die Energiepflanzenvergärung genutzt werden. Mithilfe des Faktors $0,379 \text{ m}^3 \text{ Fermenter t}^{-1} \text{ FM-Input}$ kann der Energiepflanzeneinsatz berechnet werden. Es wird angenommen, dass die prozentuale Zusammensetzung des Energiepflanzen-Mixes konstant ist. D.h. nach relativem Anteil der einzelnen Energiepflanzen wird aus dem Gesamtinput an Energiepflanzen die Einsatzmengen der einzelnen Energiepflanzen berechnet. Tabelle 15 zeigt die Ergebnisse für die vier Szenarien.

Durch den reduzierten Einsatz von Energiepflanzen wird für den Anbau von Energiepflanzen weniger Fläche benötigt. Anhand der reduzierten Einsatzmengen und deren Hektarerträgen kann berechnet werden, wie viel Fläche auf Kreisebene für eine andere Nutzung zur Verfügung steht. Bei der Energiepflanzenvergärung werden als Substrat Maissilage, Grassilage, Getreide-Ganzpflanzensilage, Getreidekörner (Weizen und Roggen) sowie Corn-Cob-Mix betrachtet.

Tabelle 15: Fermentervolumen und Energiepflanzenvergärung für die Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".

Szenario	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Anteil Wirtschaftsdüngervergärung ¹	30 %	50 %	70 %	63 %
Wirtschaftsdüngerinput [Gg FM]	44.821	74.702	104.584	92.337
Fermentervolumen für Wirtschaftsdüngervergärung [1.000 m³]	4.191	6.985	9.779	8.774
Energiepflanzeninput [Gg FM]	44.350	36.979	29.608	31.923
Fermentervolumen für Energiepflanzenvergärung [1.000 m³]	16.810	14.016	11.222	12.100
Energiepflanzeneinsatz (im Vergleich zur Projektion für 2030)	95,0 %	79,2 %	63,4 %	68,4 %

¹ Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird.

Es wird angenommen, dass die Grassilage bzw. der Grasanbau beibehalten wird und die Grassilage stattdessen als Futtermittel genutzt wird. Ebenso wird davon ausgegangen, dass Getreidekörner vom Weizen- und Roggenanbau anderweitig genutzt werden, da Roggen und Weizen nicht primär als Energiepflanzensubstrat angebaut werden. Bei Maissilage, Corn-Cob-Mix und Getreide-Ganzpflanzensilage wird hingegen angenommen, dass die Produkte hauptsächlich für die Energiepflanzenvergärung angebaut wurden. Daher wird für die drei Substrate berechnet, wie sich die Einsatzmengen auf Kreisebene mindern. Mithilfe der regionalen Erträge können die Flächen berechnet werden, welche nun für eine andere Nutzung zur Verfügung stehen. Auf Kreisebene werden die freiwerdenden Flächen auf die anderen Ackerkulturen verteilt, wobei sich der Anteil an den bisherigen prozentualen Anteilen orientiert.

2.3.3.2 Szenarien

Es werden insgesamt vier verschiedene Szenarien (Tabelle 16) berechnet, welche sich im Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird, unterscheiden. Anhand des Gesamtfermentervolumens wird der Rückgang des Energiepflanzeneinsatzes (vgl. Kap. 2.3.2) für jedes Szenario ermittelt.

Tabelle 16: Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".

Szenario	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Anteil Wirtschaftsdüngervergärung ¹	30 %	50 %	70 %	63 %
Rückgang Energiepflanzeneinsatz (im Vergleich zur Projektion für 2030)	-5,0 %	-20,8 %	-36,6 %	-31,6 %
Anteil gasdichter Gärrestlager	100 %	100 %	100 %	100 %

¹ Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird.

2.3.4 Methodik M3: Ausweitung des Ökolandbaus

Ziel der Bundesregierung ist es, den Anteil ökologisch bewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzfläche von 8,9% im Jahr 2021 auf 20 % bis 2030 (Bundesregierung 2019) bzw. 30 % nach der „Bio-Strategie 2030“ (BMEL 2023a) auszubauen. Die Emissionsminderung infolge einer Umstellung auf Ökolandbau ist vor allem auf den Wegfall der N-Mineraldüngung zurückzuführen.

2.3.4.1 Datenbasis und Modell Ökolandbau

Die Modellierung dieser Maßnahme erfordert eine umfassende Anpassung der gesamten Datengrundlage, damit eine Emissionsberechnung separat für den ökologischen Landbau vorgenommen werden kann, sowohl für die IST-Situation als auch für Projektionen und Maßnahmen. Zuvor war dies nicht in der PY-GAS-EM-Methodik enthalten. Dies bedeutet im Einzelnen, dass sowohl alle Eingangsdaten zu Tierbeständen, Anbauflächen und Erträgen sowie Tierleistungen als auch die Aktivitätsdaten zu Fütterung, Haltungsverfahren und Ausbringungstechniken, Weidezeiten, Tiergewichte, Mastdauer usw. geprüft und gegebenenfalls gemäß den spezifischen Produktionsbedingungen im ökologischen Landbau verändert werden müssen:

- a) Für viele Eingangsdaten liegen in den für das Emissionsinventar genutzten Datenquellen (RMD 2023) Vergleichsdaten für den Ökolandbau vor, bspw. zu Tiergewichten, Haltungsdauer und Mastdauer. Diese Daten werden nicht regionalspezifisch benötigt und können daher ebenfalls aus diesen Quellen für die Berechnungen der Maßnahme M3 genutzt werden.
- b) Der Anteil von Ausbringungstechniken sowie Stall- und WD-Lagerungstypen sind in der Landwirtschaftszählung separat für den ökologischen Landbau enthalten und liegen für die Berechnungen vor; gleiches gilt für Tierzahlen und Weidezeiten (FDZ 2021, eigene Berechnungen).
- c) Ökologisch bewirtschaftete Anbauflächen einzelner Kulturen liegen aus der Landwirtschaftszählung 2020 auf Bundeslandebene bereits vor (Destatis 2021b). Die Flächen für Gemüseanbau liegen für den ökologischen Anbau nur auf Bundesebene vor. Es wird angenommen, dass der Anteil der einzelnen Bundesländer an den jeweiligen Anbauflächen gleich hoch ist wie der Anteil an den Gesamtanbauflächen der jeweiligen Gemüsekultur. Ebenso liegen Tierzahlen auf Bundesebene vor (Destatis 2021d).
- d) Änderungen im Bereich Fütterung betreffen insbesondere Rinder (Ausnahme: Kälber und männliche Rinder > 2 Jahre), für welche im RMD 2023 Futterrationen mit einzelnen Futtermitteln angenommen werden. Für andere Tierkategorien sind Futtereigenschaften wie Energie- und Rohproteingehalt für die gesamte Futterration festgelegt. Für Mutterkühe, Milchkühe, Milch- und Mastfärsen werden nur die beiden jeweiligen Grünlandbetriebsfutterrationen genutzt. Bei männlichen Mastrindern werden die beiden im RMD 2023 genutzten Futterrationen für Ackerbaubetriebe mit und ohne Weidehaltung genutzt, da keine Grünlandrationen vorhanden sind.

Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen ist im RMD 2023 keine Eingangsgröße in die Emissionsberechnungen, weshalb es dort keine Projektion zum Flächenanteil des Ökolandbaus gibt. Für die Modellierung der Maßnahme M3 (Ausweitung des Ökolandbaus) wird jedoch der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche benötigt, um die potenzielle Emissionsminderung durch die Umsetzung der Maßnahme für 2030 berechnen zu können. Mithilfe einer Polynomregression wird die landwirtschaftliche Nutzfläche des Ökolandbaus auf Basis der Eingangsjahre 2001, 2003, 2005, 2007, 2010, 2013, 2016 und 2020 extrapoliert (Destatis

2002 - 2021). Der Flächenanteil des Ökolandbaus in 2030 beträgt nach dieser Projektion 14,6 %. Dieser Anteil ist vergleichbar mit dem Wert von 14 %, der im Vergleichsszenario des Projektionsberichts 2021 genannt wird (Repenning et al. 2021), in welchem mithilfe der Methodik und Annahmen der vorherigen Submission 2021 (Rösemann et al. 2023) die Entwicklung der THG-Emissionen im Bereich Landwirtschaft bis 2030 berechnet werden.

Der Anteil der organischen Böden, welche landwirtschaftlich genutzt werden, liegt nicht separat für den ökologischen Landbau vor. Es wird daher auf Bundeslandebene angenommen, dass der Anteil des Ökolandbaus an den organischen Böden gleich dem Anteil der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche auf organischen Böden ist.

Für Abluftreinigungsanlagen, Wirtschaftsdüngervergärung und Anteil gasdichter Gärrestlager werden die Angaben aus dem RMD 2023 übernommen. Die Angaben zu diesen Aktivitätsdaten liegen nur jeweils als Anteil der gesamten N-Ausscheidung vor, weshalb sie beim Ökolandbau übernommen werden, um die Gesamt-N-Minderung bei beiden Bewirtschaftungsweisen abzubilden. Die Vergärung von Energiepflanzen sowie die Klärschlammausbringung bleiben unverändert. Sie werden im Modell im Teilbereich konventioneller Landbau berechnet.

Für die Projektionen und Maßnahmen wird angenommen, dass sich die einzelnen Parameter und Aktivitätsdaten, wie bspw. Tierleistungen und Erträge, im Ökolandbau nach gleichem Trend entwickeln wie in den Projektionen in Kap. 2.2 angenommen. Das bedeutet, steigt ein Faktor im Bundestrend im Modell von 2021 bis 2030 um 20 % an, so wird auch für die Projektionen im Ökolandbau ebenfalls ein Anstieg von 20 % angenommen. Aktivitätsdaten wie bspw. Haltungsverfahren, Wirtschaftsdünger-Lagertypen und Weidezeiten, welche in den Projektionen aus 2020 unverändert übernommen werden, werden ebenfalls für den Ökolandbau unverändert in den Projektionen aus 2021 genutzt.

Da sich die Zusammensetzung der Tierbestände und die Tierbesatzdichte im ökologischen und konventionellen Landbau unterscheiden, wird angenommen, dass die Tierplätze je Hektar Landwirtschaftsfläche je Tierkategorie und Anbausystem konstant bleiben. Die Tierzahlen werden für die Projektionen und die Maßnahmen dementsprechend angepasst. Für die Entwicklung der Flächen im Ökolandbau wird angenommen, dass die Zunahme der Flächen der einzelnen Kulturen dem Trend der prognostizierten Zunahme des gesamten Ökolandbaus folgt.

Es müssen jedoch nicht nur die Daten für den Ökolandbau, sondern auch für den Modellteil des konventionellen Landbaus angepasst werden. Die bisher genutzten Daten sind die Summen bzw. Mittelwerte für ökologischen und konventionellen Landbau. Die konventionell bewirtschafteten Flächen und konventionell gehaltenen Tiere werden aus der Gesamtzahl von Ökolandbau und konventionellem Landbau (d.h. den bisher im Modell genutzten Daten) und der erhobenen Flächen / Tierplätze im ökologischen Landbau berechnet. Die Projektionen werden dementsprechend angepasst: Der Trend aus den Projektionen wird für die konventionellen Daten übernommen.

Daten zu Weidezeiten, Haltungsverfahren, WD-Lager- und Ausbringungstechniken werden aus der LZ 2020 separat von konventionell wirtschaftenden Betrieben übernommen (FDZ 2021, eigene Berechnungen). Die Erträge im konventionellen Landbau werden aus den derzeit im Modell genutzten Erträgen (= durchschnittliche Erträge bezogen auf Anbauflächen insgesamt) gemäß Formel 6 herausgerechnet.

Formel 6: Berechnung der durchschnittlichen Erträge aller Bewirtschaftungssysteme.

Durchschnittliche Erträge

$$= \text{Ertrag konventioneller Landbau} * \text{Anteil konventioneller Landbau} \\ + \text{Ertrag konventioneller Landbau} * \text{Relativertrag} * \text{Anteil Ökolandbau}$$

In Tabelle 17 sind die Anteile von Ökolandbau und konventionellen Landbau je Ackerkultur und die aus KTBL (2020b) abgeleiteten Relativertragsfaktoren dargestellt.

Tabelle 17: Anteil des Ökolandbaus an den Anbauflächen der Kulturarten und Relativertragsfaktoren für Ackerkulturen.

Kulturart	Anteil Öko-landbau	Relativertragsfaktor	Kultur	Anteil Öko-landbau	Relativertragsfaktor
Winterraps	0,3 %	0,57	Winterweizen	4,3 %	0,50
Zuckerrübe	1,3 %	0,83	Sommerweizen	2,1 %	0,73
Klee, Klee-Gras-Luzerne Mischungen	44,4 %	0,88	Roggen	10,2 %	0,69
Grasanbau	13,4 %	0,80	Wintergerste	1,8 %	0,50
Kartoffeln	4,1 %	0,56	Sommergerste	6,4 %	0,50
Ackerbohnen	34,4 %	0,88	Hafer	32,0 %	0,67
Futtererbsen	14,8 %	1,00	Triticale	9,3 %	0,67
Grünland	18,5 %	0,80	Getreide zur Ganzpflanzenernte	8,3 %	0,75
Körnermais	4,9 %	0,53	Silomais	1,4 %	0,70

Relativertragsfaktor nach KTBL (2020b); Flächenanteil Ökolandbau nach Destatis (2022a).

Die Herleitung der Ertragsminderungsfaktoren (bzw. Relativertragsfaktoren) im Ökolandbau für Ackerkulturen und Grünland sind im Anhang A.1 beschrieben. Die Auswertung der Testbetriebe von Hülshbergen et al. (2023) zeigt für Leguminosen, Winterweizen, Silomais sowie Klee gras vergleichbare Ertragsminderungen wie KTBL (2020b). Im Mittel der in Tabelle 17 aufgeführten Kulturen wird, bezogen auf Getreideeinheiten und gewichtet mit ihrem Anteil an der gesamten Anbaufläche im Ökolandbau, eine Ertragsminderung von 26,7 % (entspricht einem Relativertragsfaktor von 0,73) berechnet.

Im Gartenbau liegen Angaben zu den Erträgen für ökologisch angebaute Gemüsekulturen sowie den Anbauflächen vor. Die Gesamterträge aus dem Modell werden für den konventionellen Landbau übernommen, auch wenn dadurch die Erträge im konventionellen Landbau unterschätzt werden. Die Differenzen zwischen den durchschnittlichen Erträgen für alle Anbausysteme und der Erträge im ökologischen Landbau liegt im Mittel bei 22,8 % (0 % bis 44,3 %) Abweichung (Destatis 2021d). Der Flächenanteil des ökologischen Gartenbaus liegt bei 13,2 % (1,9 % bis 46,2 %) (Destatis 2021d).

Nach gleicher Berechnungsmethodik werden auch weitere Parameter, wie Lebendgewichte, Schlachtgewicht, Fleischerzeugung, Legeleistungen, Milchleistung etc. angepasst, Details der Herleitung der Faktoren sind in Anhang A.1.4 (Tierleistungen) bzw. A.1.5 (Sonstige Parameter) erläutert. Für die Milchleistung wird eine Minderung um 19 %, gestützt auf den Daten des Testbetriebsnetzwerks (BMEL 2021) und von Kalkulationsdaten (KTBL 2020b) angenommen.

Die Fütterung wird nur für Milchkühe im Ökolandbau-Modellteil angepasst. Bisher werden vier verschiedene Rationen unterschieden: jeweils zwei Rationen für grünlandbetonte und zwei für ackerbaubetonte Betriebe, jeweils mit und ohne Weidegang. Für die ökologischen Betriebe werden nur die beiden grünlandbetonten Futterrationen genutzt. Um den Einfluss der Fütterung auf die Gesamtemissionen abzubilden, werden in einer Sensitivitätsanalyse zum Vergleich alle vier Rationen auch im Ökolandbau berücksichtigt, wobei der Anteil ackerbaubetonter Betriebe bei konventionellem und ökologischer Landbau gleichgesetzt wird.

2.3.4.2 Szenarien

In einem einfachen Szenario wird die gesamte ausgebrachte Mineraldüngermenge im Projektionsjahr reduziert. Für das Projektionsjahr 2030 werden 111 kg N ha^{-1} je konventionell bewirtschafteter LF an Mineraldünger verwendet, welche 84 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche entspricht. Unter der Annahme, dass die Mineraldüngerausbringung je Hektar konstant bleibt, lassen sich durch die Ausweitung der ökologisch bewirtschafteten Landwirtschaftsfläche von 16 % auf 20 % Flächenanteil entsprechend 62,2 Gg N-Mineraldünger einsparen.

Die Umstellung auf ökologischen Landbau führt jedoch auch zu Änderungen in den angebauten Kulturen (insbesondere im Anbau von Leguminosen) und Erträgen. Außerdem beeinflusst die Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung auch die Tierhaltung. Diese Effekte sind in der Maßnahmenwirkung ebenfalls abzubilden. In einem umfangreicheren Modell werden für das gesamte EMMA-L-NC-Modell die Emissionen der ökologischen Bewirtschaftung getrennt berechnet, das heißt mit einem neuen, für Ökolandbau spezifischen Datenbestand der Aktivitätsdaten zu Anbaukulturen, Tierzahlen, Erträgen und tierischen Produktionsleistungen.

Zusätzlich spielen Änderungen in den Produktmengen in der Landwirtschaft insgesamt für die Umsetzung dieser Maßnahme eine wichtige Rolle. Durch die Umstellung auf Ökolandbau kommt es zu Ertragseinbußen. Auch in der Tierhaltung nehmen aufgrund höherer Platzansprüche und veränderter Managementanforderungen wie bspw. die Ausdehnung Weidehaltung die tierischen Produktionsmengen ab. Der Produktionsrückgang ist bei der Bewertung der Wirksamkeit dieser Maßnahme zu berücksichtigen.

Da ein Großteil der vorhandenen Aktivitätsdaten und Parameter angepasst werden müssen, werden folgende Sensitivitäten berechnet:

- **Milchleistung:** Die Milchleistung ist eine maßgebliche Einflussgröße für die Berechnung der Emissionen aus der Milchkuhhaltung. Es wird untersucht, wie die in Kapitel 2.3.3.2 ermittelte verminderte Milchleistung die Gesamtemissionen beeinflusst. Hierfür wird der Faktor aus Kapitel 2.3.4.1 mit dem Faktor 1 (keine Minderung im Vergleich zum konventionellen Landbau, „Milchleistung 100 %“) und dem Faktor 0,7 (Milchleistung im Ökolandbau entspricht 70 % der Leistung im konventionellen Landbau, „Milchleistung 70 %“) verglichen.
- **Erträge:** Um den Einfluss der Höhe der Erträge auf die Gesamtemissionen abzubilden, wird die Sensitivität berechnet. Hierfür werden die in Kapitel 2.3.3.2 ermittelten kulturspezifischen Faktoren mit dem Faktor 1 (keine Ertragsminderung im Ökolandbau, „Erträge 100 %“) und jeweils um 80 % geminderte Erträge (die Erträge im Ökolandbau entsprechen 20 % der Erträge im konventionellen Landbau, „Erträge 20 %“) verglichen.
- **Fütterung:** Für den ökologischen Landbau bei Milchkühen werden nicht nur die beiden Grünland-Rationen, sondern auch die beiden Ackerfutterbau-betonten Rationen berücksichtigt („Fütterung“).

- **Tierplätze:** Die derzeitige Nutztierhaltung im Ökolandbau konzentriert sich auf Legehennen und Mutterkuhhaltung. Bei dem derzeitigen Ansatz der Modellierung der THG-Minderungen bleiben die Tierkategorie-spezifischen Tierplätze je Flächeneinheit konstant. Die Tierplätze je Fläche (Viehbesatzdichte) im Ökolandbau sind jedoch geringer, weshalb die Gesamt tierzahlen in den Szenarien (Tabelle 18) abnehmen. Zum Abgleich werden die drei Szenarien ohne Änderung der Gesamt tierzahlen berechnet. Die Tierplätze je Fläche aus dem konventionellen Landbau werden für die Berechnung der Zunahme der Tiere im Ökolandbau abhängig vom Flächenzuwachs berechnet.

Zusätzlich werden mit dem Modell noch zwei weitere Szenarien berechnet, welche sich bezüglich des Flächenanteils des Ökolandbaus unterscheiden (Tabelle 18).

Tabelle 18: Szenarien der Maßnahme M3 "Ausweitung des Ökolandbaus".

Szenario	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Modell	Einfaches Modell	Erweitertes Modell	Erweitertes Modell	Erweitertes Modell
Datenanpassung	Mineraldünger-menge	Gesamtes Datenge-rüst	Gesamtes Datenge-rüst	Gesamtes Datenge-rüst
Flächenanteil Öko-landbau	20 %	20 %	25 %	30 %

2.3.5 Methodik zusätzlicher Maßnahmen

Bei der Auswahl der zusätzlichen Maßnahmen wird vorausgesetzt, dass die Maßnahmenwirkung im Modell durch Änderung von Parametern, Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten abbildbar ist. Die ausgewählten Maßnahmen sollten zudem möglichst Synergien mit anderen Umweltzielen und/oder Tierwohlaspekten aufweisen. Zudem sollen möglichst alle emissionsrelevanten Bereiche des Sektors Landwirtschaft abgedeckt werden. Es werden auch Maßnahmen untersucht, die sich durch Senkung des Ammoniakausstoßes indirekt mindernd auf Lachgasemissionen auswirken. Die zusätzlichen Maßnahmen sind in fünf Bereiche unterteilt (Tabelle 8):

- A) Düngung und Ackerbau
- B) Biogas
- C) Stall und Wirtschaftsdüngerlager
- D) Fütterung und Züchtung
- E) Strukturelle Maßnahmen.

Die Berechnung des Emissionsminderungspotenzials erfolgt wie bei den Maßnahmen M1 bis M3 des KSP. Es werden allerdings nicht für jede Maßnahme Szenarien (basierend auf getroffenen Annahmen) berechnet, mit denen die minimale und maximale Bandbreite der Maßnahmen eingegrenzt wird. Im Folgenden werden die zusätzlichen Maßnahmen einschließlich der Umsetzung in EMMa-L-NC entsprechend der Bereiche A-E erläutert.

A) Bereich Düngung und Ackerbau

Gülle-Ansäuerung vor Ausbringung (ZAa)

Die Ansäuerung von Gülle führt zu verminderten Ammoniak- und somit auch zu verminderten indirekten Lachgasemissionen. Bei 50 % der Anfallmenge an Schweine- und Rindergülle, Gärresten sowie Jauche wird eine Ausbringung mit Schleppschlauch und Ansäuerung auf

Ackerland angenommen. Die restlichen 50 % verteilen sich auf die Ausbringung mit Breitverteiler, Schleppschlauch und Schleppschuh mit Einarbeitung innerhalb einer Stunde sowie Schlitzverfahren nach deren prozentualen Anteilen in der Projektion 2030. Auf Grünland und Ackerland mit Vegetation wird eine Ausbringung per Schlitzverfahren angenommen. Folgende Emissionsfaktoren werden für die Ausbringung mit Ansäuerung genutzt (Tabelle 19):

Tabelle 19: Emissionsfaktoren für Ammoniak bei Ausbringung mit Ansäuerung (Maßnahme ZAa).

Tierart/Kategorie	Wirtschaftsdüngerart	Verfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor [kg NH ₃ -N kg ⁻¹ N]
Rinder	Gülle	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,24
Rinder, Schweine	Jauche	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,06
Schweine	Gülle	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,12
Rinder, Schweine, Energiepflanzen, Geflügel	Gärreste	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,24

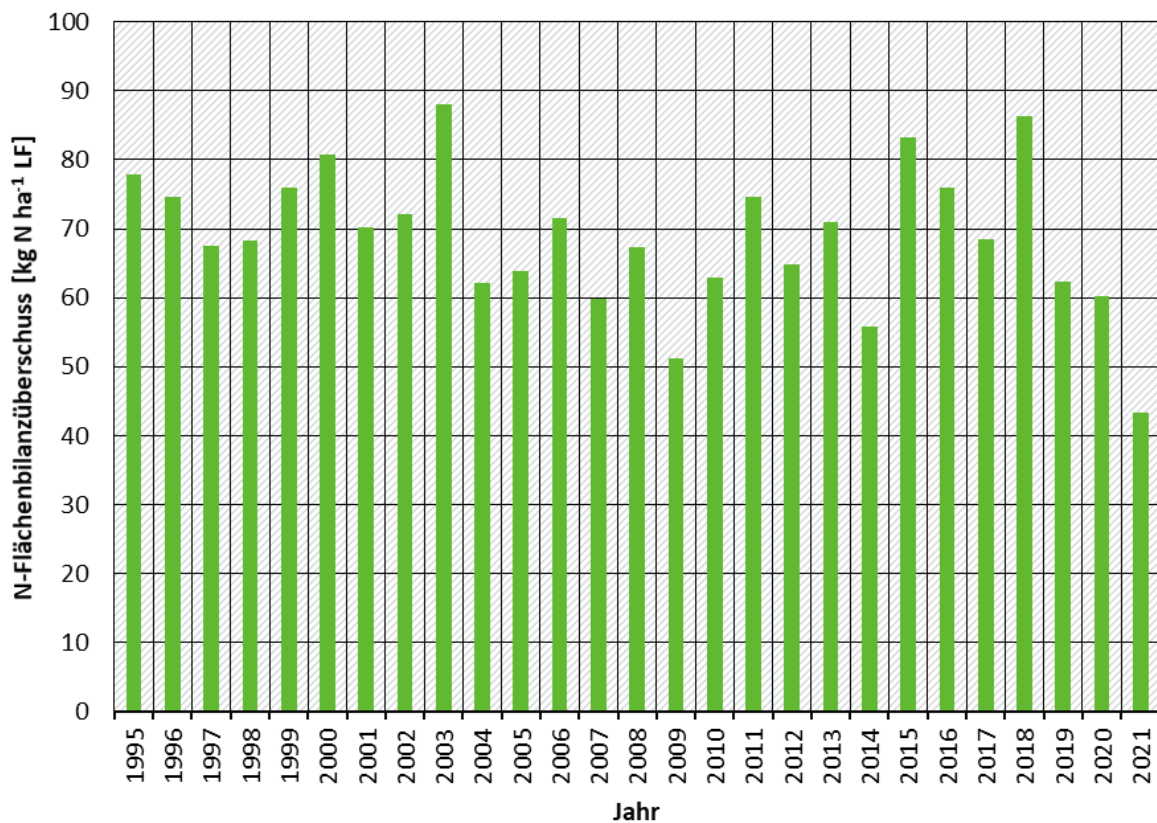
Quelle: Häußermann et al. (2020).

Optimierte Düngeplanung (ZAb)

Eine optimierte Düngeplanung erfolgt schlaggenau, wird durch externe Expertise (Beratung) und EDV-Programme unterstützt und wird als Erweiterung der Düngebedarfsermittlung gesehen. Dadurch wird die N-Ausnutzung erhöht und der N-Überschuss minimiert, sodass der Düngemiteleinsatz und die Lachgasemissionen reduziert werden können. Die Mineraldüngereinsparung dient der Berechnung der THG-Emissionsminderung.

Laut Osterburg und Runge (2007) eignet sich die schlaggenaue Düngeplanung, um betriebliche N-Salden um 40 kg N ha⁻¹ (Spanne von 10 bis 60 kg N ha⁻¹) zu reduzieren. Dabei erfolgt die schlaggenaue Düngeplanung EDV- und/oder beratungsgestützt. Die Wirksamkeit dieser Maßnahme ist nach Osterburg und Runge (2007) bei allen Flächennutzungen, Betriebstypen und für alle Boden-Klima-Räume gleich. Daher wird bei dieser Maßnahme angenommen, dass diese Maßnahme flächendeckend im Ackerbau angewendet wird. Die Minderung der Mineraldüngung wird in Anlehnung an Osterburg und Runge (2007) auf 10 kg N ha⁻¹ geschätzt, da aufgrund der Senkung der N-Flächenbilanzüberschüsse seit 2007 (Abbildung 3) von einer bereits optimierten Düngeplanung ausgegangen werden kann und zudem mit der novellierten DüV eine Düngebedarfsermittlung vorgeschrieben wird. Das Minderungspotenzial dieser Maßnahme wird insbesondere durch die EDV-unterstützte Beratung erreicht. Insgesamt können durch diese Maßnahme 112 Gg N auf Ackerflächen eingespart werden. Die Minderung von 10 kg N ha⁻¹ wird auf alle N-Mineraldünger nach deren relativen Anteilen am Absatz im Bundesgebiet verteilt.

Abbildung 3: Entwicklung der N-Flächenbilanzüberschüsse in Deutschland ab 1995 bis 2021.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen) nach Häußermann et al. (im Druck).

Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc)

Die teilflächenspezifische Düngung bzw. Präzisionsdüngung mittels Sensoren führt zu einer verbesserten Düngungseffizienz, da die ausgebrachte N-Düngermenge bedarfsoptimiert angepasst wird. Der N-Bedarf kann in Echtzeit mittels Sensoreneinsatz erhoben und analysiert und über einen Geodatenansatz wie bspw. mit Fernerkundung oder aber einem kombinierten Ansatz aus Kartenauswertung und Echtzeitinformationen erhoben werden (Sonntag et al. 2022). Mithilfe von VRA-Technik (Variable Rate Application) wird die ausgebrachte Menge an Düngemitteln an den teilflächenspezifischen N-Bedarf angepasst. Zusätzlich kann bei der Präzisionsdüngung auch der N-Gehalt im Wirtschaftsdünger bei Ausbringung, bspw. durch NIRS-Technik (Nahinfrarotspektroskopie) ermittelt und dadurch die Wirtschaftsdüngerausbringung auch an den N-Gehalt angepasst werden. Über den Einsatz von Sensoren zur Präzisionsdüngung oder anderen Techniken zur teilflächenspezifischen Düngung ist wenig bekannt. Eine Befragung in Bayern aus dem Jahr 2017 ergab, dass etwa 10 % der Befragten eine Technologie zur teilflächenspezifischen Düngung angeschafft haben und diese nutzen (Roosen 2017).

Die Einbindung der Emissionsminderung in die GAS-EM-Methodik kann in diesem Fall nur über die Einsparung von Mineraldünger erfolgen und trägt zur Zielerreichung der Maßnahme M1 bei. Es werden zwei Szenarien berechnet, welche sich vor allem in der Präzision unterscheiden, mit welcher die Düngemittel bedarfsgerecht ausgebracht werden können. Zusätzlich wirkt sich diese Maßnahme auf den Kraftstoffverbrauch für die Düngerausbringung aus.

In Tabelle 20 sind die wichtigsten Informationen zu Versuchsaufbau und Versuchsergebnissen der Metaanalyse von Colaço und Bramley (2018) zu N-Einsparpotenzial für Sensor-basierte N-Düngung sowie der Studien von Ehlert und Dammer (2006), Scharf et al. (2011) und

Pahlmann et al. (2017) dargestellt, wobei die letztgenannten Studien auch in Colaço und Bramley (2018) berücksichtigt sind.

Tabelle 20: Übersicht verschiedener Studien sowie einer Metaanalyse zu teilflächenspezifischer Düngung zum Versuchsaufbau sowie Versuchsergebnissen (Erträge, N-Düngemiteleinsetzung, N-Überschuss, N-Ausnutzungseffizienz NUE).

Versuchsaufbau/Ergebnis	Colaço und Bramley (2018) (Metaanalyse)	Ehlert und Dammer (2006)	Scharf et al. (2011)	Pahlmann et al. (2017)
Kultur	Mais, Weizen, Raps und Reis	Winterweizen	Mais	Winterraps
Anzahl Felder	Verschieden	9	55	6
Dauer [Jahr]	Verschieden	4	5	1 bzw. 2 (bei 2 Feldern)
Ort	USA, China, Mexiko, Brasilien Indien, Griechenland und Mitteleuropa	Deutschland	Missouri (USA)	Norddeutschland
Erträge	-5,2 % bis +17,8 %	+ 3,1 % Steigerung (-0,5 % bis +9,2 %)	Leichte, nicht signifikante Ertragssteigerung	Keine signifikanten Ertragsabweichung
N-Einsatz	-5 % bis -45 % (ohne signifikante Ertragsminderung)	-14 % (-5,9 bis -30,8 %)	-8 % -16 kg N ha ⁻¹	0 bis -32 kg N ha ⁻¹
N-Überschuss	-28 kg N ha ⁻¹ bis -56 kg N ha ⁻¹	/	-48 bis -56 kg N ha ⁻¹ -24 %	-28 kg N ha ⁻¹
NUE	+3,6 % bis +48,3 %			
Anmerkung	Spannen aus der Metaanalyse		N-Abtrag nicht gemessen, sondern nachträglich korrigiert	

Es wird deutlich, dass teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren das Potenzial hat, den N-Düngemiteleinsetzung ohne signifikante Ertragsminderungen um 5 - 45 % zu mindern (Colaço und Bramley 2018). Jedoch zeigen die großen Spannen bei N-Düngemiteleinsetzung, Ertragsminderung bzw. -zunahme, Minderung der N-Überschüsse sowie N-Ausnutzungseffizienz, dass die Wirksamkeit schwer abzuschätzen ist (vgl. Tabelle 20). Auch Finger et al. (2019) stellen in ihrer Metaanalyse zu Präzisionsdüngung fest, dass eine positive Umweltwirkung in den Studien zu beobachten ist, diese jedoch aufgrund der wenigen Studien und des Aufbaus der Studien schwer in der Höhe abzuschätzen sind. Der Versuchsaufbau, i.d.R. Plotdesign/ Parzellenversuche, wird auch von Colaço und Bramley (2018) kritisiert, da auf vergleichsweise kleinen Parzellen räumlich unterschiedliche N-Bedarfe die Wirksamkeit bedarfsangepasster N-Düngung nur schlecht abgebildet werden kann. In vielen Studien wurde zudem gleichzeitig die Wirkung von N-Präzisionsdüngung, Änderung des Düngezeitpunkts und Aufteilung der Düngung in mehrere Teilgaben gleichzeitig untersucht. Die Aussagekraft zur Höhe der N-Einsparungen durch teilflächenspezifische Düngung wird dadurch gemindert (Colaço

und Bramley 2018). In Deutscher Bundestag (2022) wird eine durchschnittliche Mineraldüngereinsparung durch teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren von 10 % angegeben.

Für die Berechnung der potenziellen THG-Minderung durch den Ausbau der teilflächenspezifischen Düngung werden zwei Szenarien berechnet: In Szenario 1 wird 5 %, in Szenario 2 10 % des N-Düngebedarfs durch den Einsatz von N-Präzisionsdüngung eingespart. Die Minderungen werden nur für die in Tabelle 20 aufgeführten Kulturen Körnermais, Winterweizen und Winterraps angenommen. Die N-Düngemiteinsätze werden aus der regionalen N-Flächenbilanz „RegNBil“ (Häußermann et al. im Druck; Häußermann et al. 2019) für die genannten Kulturen entnommen. Aufgrund fehlender Studien zur Einsetzbarkeit innerhalb Deutschlands wird angenommen, dass diese Technik auf 50 % der Fläche mit Winterweizen, Winterraps und Körnermais angewendet werden kann. In Tabelle 21 sind die Mineraldüngereinsparungen für die beiden Szenarien dargestellt. Insgesamt wird der Mineraldüngereinsatz um 1,10 % (Szenario 1) bzw. 1,11 % (Szenario 2) gemindert.

Tabelle 21: Anbaufläche und Mineraldüngereinsparung für die Kulturen Winterweizen, Winterraps und Körnermais für die Maßnahme „Teilflächenspezifische Düngung“ (Maßnahme ZAc).

Kulturart	BL 2030	Szenario 1 (5 % Einsparung)	Szenario 2 (10 % Einsparung)
Winterweizen [1.000 ha]	2.970	2.969	2.969
Winterraps [1.000 ha]	1.026	1.026	1.026
Körnermais [1.000 ha]	348	348	348
Winterweizen [kg N ha ⁻¹]	155	148	140
Winterraps [kg N ha ⁻¹]	117	112	106
Körnermais [kg N ha ⁻¹]	116	110	104
Winterweizen [Gg N]	452	440	429
Winterraps [Gg N]	118	115	112
Körnermais [Gg N]	40	39	38
Gesamt [Gg N]	1.390	1.375	1.360

Anbau von Körnerleguminosen (ZAd)

Im Wirtschaftsjahr 2020/21 wurden etwa 28 % der verdaulichen Proteine für die Nutztierfütterung importiert (BMEL 2023b). Davon stammen rund 44 % aus der Einfuhr von Sojabohnen und Sojaschrot (rund 1.197 Gg nXP bzw. 2.877 Gg FM; BLE, 2023b). Ziel der Eiweißstrategie des BMEL ist es u.a., die Eiweißversorgung durch den Ausbau des heimischen Leguminosenanbaus zu stärken (BMEL 2020). In dieser Maßnahme wird daher untersucht, wie sich der heimische Anbau von Sojabohnen als Futtermittel für Nutztiere auf THG-Emissionen auswirkt.

Nach JKI (2023) ist der Anbau von Sojabohnen in Deutschland größtenteils möglich. Ausnahme sind die Bundesländer Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, in denen die klimatischen Bedingungen für den Anbau von Soja (noch) nicht optimal sind (JKI 2023). Daher wird in diesen Bundesländern kein Anbau modelliert.

Bei einem Import von 2.877 Gg FM (BMEL 2023b) und einem durchschnittlichen Ertrag (Mittel 2017 – 2022) von 28,5 dt ha⁻¹ (Destatis 2022c) für Sojabohnen würde für eine komplette Selbstversorgung mit Soja eine Fläche von ca. 1 Mio. ha benötigt. Von 2021 bis Baseline-Projektion 2030 wird ein Rückgang des Schweine- und Geflügelbestands von 14,3 % der Großvieheinheiten angenommen. Soja wird als Futtermittel größtenteils in der Schweine- und Geflügelfütterung eingesetzt. Für den Bedarf von Sojaimporten wird daher ein Rückgang proportional zur Verringerung der Großvieheinheiten angenommen, d.h. für die Baseline-Projektion 2030 wird für eine komplette Selbstversorgung mit Soja eine Anbaufläche von 866.319 ha benötigt. Es werden zwei Szenarien berechnet: in einem wird eine Selbstversorgung von 100 %, im zweiten Szenario wird eine Selbstversorgung von 50 % (entsprechend 464.353 ha) angenommen.

Tabelle 22: Flächen (ha) für Sommerungen und Ackergras (⅓ der Anbaufläche) in der BL 2030 und Veränderungen durch den Anbau von Sojabohnen bei 100 % (Szenario 1) bzw. 50 % (Szenario 2) Selbstversorgung mit Soja (Maßnahme ZAd).

Kultur	BL 2030	Szenario 1	Szenario 2
Sommerweizen	31.854	25.084	28.225
Roggen	652.722	502.061	571.967
Sommergerste	308.694	251.600	278.091
Hafer	191.195	153.801	171.151
Triticale	323.807	253.681	286.219
Ackergras	267.482	246.352	235.546
Silomais	1.961.037	1.525.286	1.727.471
Körnermais	347.959	277.235	310.050
Sojabohne	0	866.319	467.028

Die Flächen für den Sojaanbau werden auf Bundeslandebene verteilt. Da Soja als Sommerung angebaut wird, können die für den Anbau benötigten Flächen nur von anderen Sommerungen „entnommen“ werden (bzw. diese ersetzen). Das betrifft Sommergetreide (Sommergerste, Sommerweizen, Hafer, Roggen, Triticale), Kartoffeln, Zuckerrüben und Energiepflanzen (Silomais, Körnermais). Da Kartoffeln und Zuckerrüben ausschließlich für den menschlichen Konsum angebaut werden, bleiben diese Flächen konstant. Der Anbau von Ackergras erfolgt i.d.R. über einen Zeitraum von drei Jahren. In den Szenarien wird angenommen, dass der Anbau nur zwei Jahre erfolgt, weshalb ein Drittel der Fläche für den Anbau von Soja im Szenario zur Verfügung steht. Insgesamt beträgt in der BL 2030 die Fläche für Sommerungen und Ackergras (33 % der Fläche) 3.507.047 ha, d.h. für den Anbau von Soja wird 24,7 % (Szenario 1) bzw. 13,2 % (Szenario 2) dieser Fläche benötigt. Die Änderungen der Anbauflächen sind in Tabelle 22 wiedergegeben.

Für die Berechnung der Maßnahme „Sojaanbau“ in EMMA-L-NC wird der durchschnittliche Ertrag (Mittel 2017 – 2022) von 28,5 dt ha⁻¹ (Destatis 2022c) als zeitlich konstant übernommen. Für die Berechnung der THG-Emissionen aus Ernterückständen werden die ober- und unterirdischen Rückstände sowie deren N-Gehalte und weitere Parameter benötigt (Tabelle 23). Die Daten für Sojabohnen sind aus den gleichen Datenquellen entnommen wie für die anderen Kulturen in Rösemann et al. (2023) beschrieben.

Tabelle 23: Parameter für die Berechnung der THG-Emissionen aus Ernterückständen für Sojabohnen (Maßnahme ZAd).

Erklärung	Kürzel	Wert
Dauer der Kultur [ha ha ⁻¹] ¹	X _{renew,i}	1
Erntefrequenz der Kultur ¹	X _{mow,i}	1
Trockenmassegehalte von Erntegut [kg kg ⁻¹] ²	X _{Y,DM,i}	0,86
Trockenmassegehalt von oberirdischen Ernterückständen [kg kg ⁻¹] ²	X _{AGR,DM,i}	0,86
Verhältnis der oberirdischen Ernterückstände zur Ernte [kg kg ⁻¹] ²	a _{above,i}	1
Stickstoff-Gehalte der oberirdischen Ernterückstände [kg kg ⁻¹ FM] ²	X _{N,above,i}	0,015
Verhältnis der unterirdischen Ernterückstände zur oberirdischen Biomasse [kg kg ⁻¹] ³	a _{below,bio,i}	0,19
Stickstoff-Gehalte der unterirdischen Ernterückstände [kg kg ⁻¹ DM] ³	X _{N,below,i}	0,008

¹ Rösemann et al. 2023: Dauer der Kultur und Erntefrequenz wird für einjährigen Kulturen (Sojabohne) = 1 gesetzt.

² DÜV 2021, Anlage 7, Tab. 1.

³ IPCC 2006 (Tab. 11.2).

Durch den Rückgang des Energiepflanzenanbaus (Silomais, Körnermais, Getreide zur Ganzpflanzenernte) steht weniger Energiepflanzensubstrat zur Verfügung (Tabelle 24).

Tabelle 24: Änderungen des Energiepflanzeneinsatz (1.000 t FM) bei Ausbau des Sojaanbaus bei 100 % (Szenario 1) bzw. 50 % (Szenario 2) Selbstversorgung mit Soja (Maßnahme ZAd).

Energiepflanzen	BL 2030	Szenario 1	Szenario 2
Maissilage [1.000 t FM]	37.939	28.567	32.916
Körnermais (CCM) [1.000 t FM]	589	444	511

Durch den Rückgang des Anbaus der übrigen Sommerungen (Tabelle 22) wird weniger Mineraldünger benötigt. Für Soja wird angenommen, dass aufgrund der legumen N-Fixierung keine N-Düngung notwendig ist. Für die legume N-Fixierung werden Knöllchenbakterien benötigt, welche jedoch im Fall der Sojapflanze auf heimischen Böden nicht vorkommen. Daher wird für den Anbau auf Böden in Deutschland eine Impfung mit einem Bakterienstamm der Gattung *Bradyrhizobium japonicum* notwendig (Deutscher Soja Förderring 2024).

In Tabelle 25 sind die Änderungen der Mineraldüngung und der biologischen N-Fixierung dargestellt. Diese Werte werden mit dem Modell „RegNBil“ (Häußermann et al. im Druck; Häußermann et al. 2019) ermittelt. Ausgehend von der Ausweitung des Leguminosenanbaus sowie der Reduzierung des Anbaus der Sommerungen und Ackergras (Tabelle 22) werden neue Mineraldüngerbedarfe ermittelt. Die N-Zufuhr der sonstigen Komponenten wie bspw. Wirtschaftsdünger oder Klärschlamm bleiben konstant, der N-Düngebedarf ändert sich hingegen durch Änderungen der angebauten Kulturen.

Für Szenario 1 wird eine um 65 % erhöhte biologische N-Fixierung berechnet, in Szenario 2 steigt diese um 35 %. Der Mineraldüngerbedarf sinkt um 12 % (Szenario 1) bzw. 6 % (Szenario 2).

Tabelle 25: Änderungen in der Höhe der biologischen N-Fixierung und des Mineraldüngerbedarfs für den Ausbau des Sojaanbaus (Maßnahme ZAd).

	BL 2030	Szenario 1	Szenario 2
Biologisch N-Fixierung [Gg N]	219	360	295
Änderung ggü. BL 2030	/	+ 65 %	+ 35 %
Mineraldünger [Gg N]	1.390	1.230	1.303
Änderung ggü. BL 2030	/	- 12 %	- 6 %

Die Änderung des Mineraldüngerbedarfs sowie die Anpassung der angebauten Kulturen (Grundlage für die Emissionsberechnung aus Ernterückständen) wird in EMMA-L-NC für die Berechnung der THG-Emissionen genutzt.

Ausbau des Zwischenfruchtanbaus (ZAe)

Der Anbau von Zwischenfrüchten wirkt sich positiv auf die N-Auswaschung aus und mindert diese laut der Literaturlauswertung von Osterburg und Runge (2007) um 10 - 50 kg N ha⁻¹ bzw. von Tonitto et al. (2006) um 40 - 70 % (bezogen auf die Nitratauswaschung). Zudem zeigen Tonitto et al. (2006) in der Metaanalyse, dass gegenüber Brachflächen der überschüssige anorganische N-Gehalt im Boden um 20 - 60 kg N ha⁻¹ gemindert werden kann. Da laut Kaiser und Ruser (2000) die Höhe der Lachgasemissionen aus Böden vom Nitratgehalt im Boden abhängt und im Winter 50 % der Emissionen entstehen, müsste durch den Zwischenfruchtanbau im Winter eine Emissionsminderung von Lachgas erreicht werden können. Es gibt jedoch auch Studien (bspw. Petersen et al., (2011), in denen durch den Zwischenfruchtanbau eine Steigerung der Lachgasemissionen nach Frostereignissen festgestellt wurde. Hingegen konnten Petersen et al. (2011) einen positiven Einfluss der Zwischenfrüchte auf die Nitratauswaschung und eine Verringerung des anorganischen N-Gehalts feststellen. Zusammenfassend zeigt sich, dass die Wirksamkeit von Zwischenfrüchten auf die spezifischen Lachgasemissionen aus Böden nicht gesichert nachgewiesen ist, die positive Wirkung auf Nitratauswaschung hingegen schon.

Da ein Zwischenfruchtanbau ausreichend Niederschlag benötigt, wird in den ostdeutschen Bundesländern ein Flächenanteil von 75 % der Sommerungen, in den übrigen Bundesländern wird der Zwischenfruchtanbau auf 95 % der Fläche der Sommerungen angenommen. Dadurch wird der Flächenanteil von 38 % in der Baseline-Projektion 2030 auf 89 % der Sommerungen gesteigert. Dies entspricht bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche insgesamt einer Steigerung von 9,5 % in der Baseline-Projektion 2030 auf 22 %. Es wird weiterhin angenommen, dass ausschließlich winterharte Zwischenfrüchte angebaut werden und durch die Stickstoffbindung der Zwischenfrüchte im Winter für die nachfolgende Hauptkultur 20 kg N·ha⁻¹ Anbaufläche zur Verfügung stehen, die in der Mineraldüngerzufuhr eingespart werden können.

Die emissionsmindernde Wirkung wird ausschließlich über die Verminderung des Mineraldüngerbedarfs berechnet. Hierfür wird in einem Pre-Processing die N-Flächenbilanzierung „RegNBil“ (nach Häußermann und Bach) genutzt. Der Mineraldüngerbedarf wird gegenüber der Baseline für 2030 um 2,3 % gemindert.

Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf)

Der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen soll die Lachgasemissionen senken. Flessa et al. (2012), Wang et al. (2021) und Lam et al. (2017) haben in ihren Metaanalysen Minderungspotenziale von 0 - 97 % (Flessa et al. 2012), 0 - 92 % (Wang et al. 2021) und 8 - 57 % (Lam

et al. 2017) direkter Lachgasemissionen in verschiedenen Studien gefunden. Auch Biewald et al. (2025) geben keine eindeutige Aussage zur Emissionsminderung von Nitrifikations-Hemmstoffen ab, da Studien nicht unter verschiedenen Standorteigenschaften und Versuchsbedingungen durchgeführt wurden, in 80 % der ausgewerteten Literatur Nitrifikationshemmer nur auf Grünland untersucht wurden und Versuche über längere Beobachtungszeiträume fehlen. Zudem empfehlen Biewald et al. (2025) eine Wirkstoff- oder Wirkstoffgemischspezifische Bewertung der Emissionsminderung und das Testen mit einheitlichen Messprotokollen, um die Wirksamkeit von Nitrifikations-Hemmstoffen zukünftig bewerten zu können. Dies zeigt, dass zur Höhe des Minderungseffekts derzeit kein gesicherter Kenntnisstand vorliegt. Im KSP (Bundesregierung 2019) wurde darauf hingewiesen, dass die Forschung zur Senkung direkter Lachgasemissionen, bspw. durch Nitrifikationshemmer, verstärkt werden soll. Daher wird diese Maßnahme hier betrachtet. Der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen wird kontrovers diskutiert (bspw. Beisecker et al. 2023, Kübeck et al. 2022, Karges et al. 2023). Da ihr Einsatz in Deutschland jedoch erlaubt ist und dementsprechend vermutlich auch in der Praxis erfolgt, wird die Wirksamkeit dieser Maßnahme berechnet. Auswirkungen auf andere Umweltmedien werden in Kapitel 2.6.2 berücksichtigt und in die Gesamtbewertung (Kap. 5) einbezogen.

Es wird in Anlehnung an die Mindestwirksamkeit von 20 % für Nitrifikationshemmstoffe der EU-Düngereprodukteverordnung (EG Nr. 2019/1009), Konsolidierte Fassung vom 16.03.2023 (Anhang I, PFC 5(A)) ein Minderungspotenzial von 20 % für Lachgas angenommen, welches für 20 % der ausgebrachten Wirtschaftsdünger, Mineraldünger und Gärreste angewendet wird. Unberücksichtigt bleibt, dass durch die Beigabe von Nitrifikations-Hemmstoffen die Nitrifikation gehemmt wird, d.h. Ammonium länger im Boden verfügbar ist. Dadurch kann die Ammoniakfreisetzung aus Böden gesteigert werden, wodurch sich indirekte Lachgasemissionen erhöhen würden. Bei den Feldversuchen von Misselbrook et al. (2014) wurde beispielsweise keine Steigerung der Ammoniakemissionen gemessen, jedoch gab es auch keine signifikante Lachgasminderung. Lam et al. (2017) stellten hingegen eine Spannweite von 3 – 65 % Zunahme bei den Ammoniakemissionen bei einer gleichzeitigen Steigerung der Lachgasemissionen fest.

Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg)

Im Gutachten zur Düngeverordnung „Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis der Düngung (DüV 2020) widersprechen der Zweckbestimmung des Düngegesetzes und tragen zur Verfehlung der Umweltziele Deutschlands und der EU bei“ (Taubé 2021a) wird aufgezeigt, dass die kulturspezifischen N-Düngebedarfswerte in der DüV nicht auf wissenschaftliche Veröffentlichungen oder nachprüfbar, publizierten Versuchen basieren. Zudem wird von Taubé (2021a) mittels eines Beispieldatensatzes für Silomais und Winterweizen aus Herrmann et al. (2017) gezeigt, dass zwei verschiedene Funktionstypen (Quadratisch-Plateau-Approximation und Linear-Plateau-Funktion) bei gleicher Modellgüte zu deutlich unterschiedlichen Optima (N-Düngung zu Ertrag) führen. Hierbei liegt das Optimum der Linear-Plateau-Funktion unterhalb des Optimums der Quadratisch-Plateau-Approximation. Es wurde ein um über 30 % (!) geminderter N-Bedarf für Winterweizen (151 statt 220 kg N ha⁻¹) bzw. um etwa 30 % (!) bei Silomais (146 statt 208 kg N ha⁻¹) als Optimum ermittelt (Taubé 2021a). Zusammenfassend kam Taubé (2021a) zu dem Schluss, dass für die Herleitung der optimalen N-Intensitäten verschiedene Funktionen getestet und auch dokumentiert werden müssen.

In der Maßnahme ZAf wird für Silomais und Winterweizen beispielhaft angenommen, dass der N-Düngebedarf in der Düngeverordnung um 20 % geringer angesetzt werden kann. Mithilfe der N-Flächenbilanz „RegNBil“ (Häußermann et al. im Druck; Häußermann et al. 2019)

wird der veränderte Mineraldüngerbedarf berechnet. Die Veränderung zur Baseline-Projektion von 3,6 % wird in das EMMA-L-NC-Modell für alle N-Mineraldünger übernommen.

Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh)

Die Maßnahme bewertet die Einsparung der dritten Düngergabe (Spätdüngung) bei Winterweizen (die sogenannte "Qualitätsdüngung" zur Erhöhung des Proteingehalts im Korn), die Emissionsminderung erfolgt durch die Reduktion des Mineraldüngereinsatzes. Um die THG-Minderung (und in Kapitel 4.4.4 die Kosten) dieser Maßnahme abbilden zu können, wird angenommen, dass der bisher in Qualitätsstufe E (Eliteweizen) angebaute Weizen nur in der nächst niedrigeren Qualitätsstufe A/B angebaut bzw. gedüngt wird. Anmerkung: diese Maßnahme ist nicht gleichzusetzen mit der Maßnahme „Erweiterung der Qualitätskriterien für Backweizen“ des KSP 2023, womit Wege eröffnet werden sollen, um durch geänderte Qualitätsanforderungen für Backweizen THG-Einsparungen zu ermöglichen (BMEL 2024g).

Nach DüV (2022, Anlage 4, Tab. 2) liegt der Stickstoffbedarfswert für Weizen der Kategorie E bei 260 kg N/ha. Der Bedarf der nächst niedrigeren Klasse A/B (Backweizen) liegt bei 230 kg N/ha. Aus der „Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2021“ (Destatis 2022c) geht hervor, dass 2020 in Deutschland auf 14,1 % der Weizenanbaufläche Backweizen in die höchste Qualitätskategorie E gefallen ist, für 2021 waren es 19,3 %. Für die Baseline-Projektion 2030 wird angenommen, dass der Anteil der Qualitätsstufe E unverändert bei 14,1 % liegt. Bei einer Gesamtanbaufläche von Winterweizen in der Baseline-Projektion 2030 von 2.853.098 ha (in Deutschland insgesamt) könnte dadurch 12,1 Gg N-Dünger eingespart werden. Es wird davon ausgegangen, dass nur Mineraldünger eingespart wird; der Mineraldüngereinsatz reduziert sich dadurch um 0,86 %.

Zu diesem methodischen Ansatz ist kritisch anzumerken, dass die tatsächlichen Düngemittleinsätze für die Weizendüngung nicht vorliegen. Daher können die Einsparungen nur über die N-Bedarfswerte der DüV abgeschätzt werden. Es wird daher angenommen, dass sich der tatsächliche Düngemittleinsatz an dem Düngebedarf gemäß DüV orientiert.

In einem zweiten Szenario wird angenommen, dass nur noch Weizen der Qualitätskategorie C (Futterweizen) angebaut wird. Der Düngebedarf liegt laut DüV 2017 bei 210 kg N/ha. 82,3 % des angebauten Weizens sind 2020 in Kategorie A und B einzuordnen. 2021 sind es hingegen nur 77,8 %. Bei einer Gesamtanbaufläche von Winterweizen in der Baseline-Projektion 2030 von 2.853.098 ha könnte dadurch 67,1 Gg N-Dünger eingespart werden. Der Mineraldüngereinsatz reduziert sich dadurch um 4,78 %.

B) Bereich Biogas

Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa)

Es wird untersucht, welche Nebenernteprodukte (bspw. Stroh, Rübenblatt) sich für den Einsatz in Biogasanlagen eignen. Die Vergärung von Nebenernteprodukten hat den Vorteil, dass weniger Erntereste auf den landwirtschaftlichen Flächen verbleiben und somit die THG-Emissionen aus Ernteresten sinken. Zudem wird dadurch der Input anderer Energiepflanzen in Biogasanlagen reduziert und die freigesetzte Fläche kann für den Anbau von Futtermitteln bzw. Marktprodukten genutzt werden (Emissionsminderung durch verminderte Importe). Die Gärreste aus der Vergärung werden anschließend zurückgeführt und stehen für den Humusaufbau zur Verfügung. Die Einbindung in EMMA-L-NC erfolgt, indem Einsatzmengen von Nebenernteprodukten festgelegt werden. Daten zum Anfall von Nebenernteprodukten liegen auf Kreisebene vor, sie werden mithilfe des Modells zur regionalen N-Bilanzierung (Häußermann et al. 2019) ermittelt. Mithilfe des Datensatzes zu den Biogasanlagen (Kap. 2.2.1) kann

auf Kreisebene ermittelt werden, in welchem Umfang Energiepflanzen durch Nebenernte­produkte ersetzt werden können. Methangehalt und sonstige Substrateigenschaften, aus denen die THG-Emissionen und die eingespeiste Energie analog zu derzeit genutzten Energiepflanzen berechnet werden können, sind KTBL (2021) zu entnehmen.

Für die Ausgestaltung dieser Maßnahme werden Stroh und Zuckerrübenblatt als Nebenernte­produkte betrachtet. Auf Kreisebene werden aus den Erträgen und Anbauflächen von Mais, Getreide und Zuckerrüben die Erntemengen berechnet. Aus diesen lassen sich aus den kultur­spezifischen Haupt-Nebenernte­produkt-Verhältnisse (nach DüV 2020, Anlage 7, Tabelle 1) die Anfallmengen der Nebenernte­produkte Stroh und Zuckerrübenblatt ableiten. Für die drei Szenarien wird die als Biogassubstrat verwertbare Anfallmenge an Stroh variiert: In Szenario 1 wird ein Viertel, in Szenario 2 ein Drittel und in Szenario 3 und 4 die Hälfte des Strohanfalls je Schlag als Biogassubstrat angenommen. Stroh wird u.a. als Einstreu für Nutztierställe oder als Futtermittel genutzt. Ein Teil des Strohs verbleibt auf dem Feld und wird für Humusaufbau benötigt. In den Szenarien 1 bis 3 wird zudem angenommen, dass aufgrund der kurzen Haltbarkeit nur 50 % des anfallenden Zuckerrübenblatts als Biogassubstrat genutzt wird. Für Szenario 4 wird kein Zuckerrübenblatt berücksichtigt, da die Abfuhr des Zuckerrübenblatts mit derzeit vorherrschender Erntetechnik nicht möglich ist und eine Anpassung der Technik aufwändig ist.

Es wird angenommen, dass die Fermentervolumen die Aufnahmekapazitäten von Biogasanlagen begrenzen (vgl. Maßnahme M2, Kap. 2.3.3). Daher wird angenommen, dass die maximalen Substratmengen bereits in Biogasanlagen eingehen und die Nebenernte­produkte, die auf Kreisebene anfallen, die bisherigen Energiepflanzen­substrate durch äquivalente Frischmas­seeinsatzmengen ersetzen.

In Tabelle 26 sind die Annahmen für die Szenarien dargestellt. Wie bei Maßnahme M2 (Kap. 2.3.2) werden die Flächen, die nicht weiter für den Energiepflanzenanbau benötigt werden, auf die anderen Ackerfrüchte verteilt. Weiterhin wird die produzierte Energie aus Energie­pflanzen inkl. Nebenernte­produkten der drei Szenarien verglichen.

Tabelle 26: Szenarien für die Vergärung von Nebenernte­produkten (Maßnahme ZBa).

Parameter	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Einsatzmenge Stroh [Gg FM]	9.124	12.166	18.244	18.244
Einsatzmenge Zuckerrübenblatt [Gg FM]	14.684	14.684	14.684	0
Durchschnittlicher TM-Gehalt des Energie­pflanzenmix [%]	32,2	28,1	26,2	38,2
Änderungen der produzierten Energie [%]	+ 11,2	+ 19,5	+ 36,2	+ 50,0

Entfrachtung von Überschussregionen (Gülleaufbereitung) (ZBb)

In Regionen mit hohen Viehbesatzdichten entstehen durch ein zu hohes Gülleaufkommen für zu wenige Flächen Stickstoffüberschüsse. Hingegen fehlen in Regionen mit geringen Viehbesatzdichten Düngemittel, weshalb u.a. Mineraldünger zur Düngung eingesetzt werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in Gülle- und Gärresten der Nährstoffgehalt verhältnismäßig gering ist und beides in hohen Mengen von den Betrieben mit Gülle-/Gärrestüberschuss in andere Regionen transportiert werden müssten. Dies ist aufgrund höherer Kosten und des höheren Aufwands gegenüber dem Zukauf von Mineraldüngemitteln weniger attraktiv. Unter Entfrachtung wird verstanden, dass aus Regionen mit hohen N-Überschüssen (mit „Überschussregionen“ bezeichnet) Stickstoff in Regionen mit N-Bedarf transportiert wird. Eine Möglichkeit besteht in der Gülle- und Gärrestaufbereitung, welche die Nährstoffe in Gülle und

Gärresten in eine transportwürdigere Form bringt und somit einen kostengünstigeren und auch emissionsärmeren Transfer in andere Regionen ermöglicht. In Schießl et al. (2015) werden sowohl Aufbereitungsverfahren als auch ökonomische Rahmenbedingung für Wirtschaftsdünger aufbereitung diskutiert.

Es sind verschiedene Techniken für Gülle- und Gärrestaufbereitung vorhanden, welche aus unterschiedliche Verfahrensschritte bestehen und verschiedene Produkte herstellen können. Für den Export von Nährstoffen sind insbesondere Techniken geeignet, die bspw. Nährstoffe fraktionieren in Festseparaten oder aber Nährelementrückgewinnung aus der Flüssigphase beinhalten (Döhler et al. 2021). Hier wird eine Kopplung von Biogasanlagen an Gärrestaufbereitungsanlagen angenommen, welche Pressschnecken mit Vakuumverdampfung und N-Rückgewinnung nutzen. Im Verlauf des Aufbereitungsprozesses werden 49 % des N-Anteils der Gärreste in eine Ammonium-Sulfat-Lösung (ASL) überführt (Döhler et al. 2021).

Für diese Maßnahme wird angenommen, dass Gärreste aus der Wirtschaftsdünger – und Energiepflanzenvergärung aus Kreisen mit N-Gesamtbilanzüberschüssen höher als 70 kg N ha⁻¹ LF durch Gärrestaufbereitung in eine transportwürdige Form gebracht werden und in Regionen mit N-Gesamtüberschüssen unter 70 kg N ha⁻¹ LF transportiert werden. In diesen Regionen wird Mineraldünger durch aufbereitete Gärreste ersetzt, was sich mindernd auf THG-Emissionen auswirkt. Grundlage für die Abbildung der Maßnahme bildet die N-Flächenbilanz RegNBil (n. Häußermann und Bach), welche um eine Stallbilanz ergänzt wird. Auf Kreisebene werden die Überschussregionen (= 5-jähriges Mittel > 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss) identifiziert und das Gärrestaufkommen ermittelt. Basis ist der bestehende Biogasanlagenbestand, es werden keine Neubauten angenommen. Durch das angenommen Aufbereitungsverfahren sind 49 % des N-Gehalts der Gärreste als ASL vorhanden (Döhler et al. 2021), das für den Transport in andere Regionen zur Verfügung steht. Als Limitation für den Transport wird eine maximale Entfernung von 100 km zwischen Kreis mit Biogasanlage und aufnehmender Region festgelegt.

Für 2030 liegen 128 Gg N in transportwürdiger Form aus Gärresten vor, die potenzielle Aufnahmekapazität liegt mit 675 Gg N weit oberhalb des Exportpotenzials. Durch die Einschränkung des Radius von 100 km können maximal 85,4 Gg N, d.h. 33 % des ASL-N aus Gärresten aus Überschussregionen in Aufnahmeregionen transportiert werden. Das liegt darin begründet, dass hohe Gärrestmengen vorwiegend im Nordwesten und Westen Nordrhein-Westfalens und Niedersachsens sowie im Süden Bayerns und Baden-Württembergs anfallen. In diesen Regionen liegen ebenfalls viele Kreise, deren 5-jähriges Mittel die 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss übersteigt.

In den drei Szenarien wird angenommen, dass 100 % ($\hat{=}$ 85,4 Gg N), 30 % ($\hat{=}$ 25,6 Gg N) bzw. 15 % des ASL-N aus Gärresten ($\hat{=}$ 12,8 Gg N) in einem 100 km Radius an aufnehmende Regionen verteilt wird.

Änderungen im Substratinput (ZBc)

Es werden Substrate für die Ko-Fermentierung mit Wirtschaftsdünger sowie die Substratzusammensetzung für NaWaRo-Biogasanlagen hinsichtlich der Emissionsminderung von Treibhausgasen untersucht. Als nicht-flächenverbrauchendes Substrat (außer Nebenernteprodukten) bieten Blühstreifen bzw. Ackerrandstreifen positive Nebeneffekte für die Umwelt, bspw. für die Biodiversität. In den drei Szenarien wird angenommen, dass bei dem Anbau von Energiepflanzen Ackerrandstreifen angelegt werden, die als Blühwiesen genutzt werden können. Diese Maßnahme wird nur für die Substrate Silomais, Ganzpflanzensilage und Corn-Cob-Mix angenommen, wobei die Fläche für die Blühstreifen von den Anbauflächen dieser Substrate abgezogen wird. Die Breite der Ackerrandstreifen variiert je Szenario mit 5 m Breite in Szenario

rio 1, mit 12 m (bis 5 ha durchschnittliche Schlaggröße) bzw. 20 m (über 5 ha durchschnittliche Schlaggröße) in Szenario 2 und 30 m in Szenario 3 (Tabelle 27). Die Breiten der Ackerrandstreifen orientieren sich hierbei an den Streifenbreiten diverser Förderprogramme (bspw. Öko-Regelungen 1b und 1c aus der GAP, HALM 2 des Landes Hessen, Agrarumweltmaßnahme des Landes Niedersachsen und Bremens PFEIL). In diesen Programmen wird i.d.R. ab einer Streifenbreite von 5 m bis max. 30 m die Anlage eines Blühstreifens gefördert, einzelne Teilförderungen können bis 12 m bzw. 20 m Breite beantragt werden. Daher wird im zweiten Szenario für die kleineren Schläge (bis 5 ha) eine Breite von 12 m und für größere Schläge 20 m Breite angesetzt. Wichtig ist, dass bei Nutzung der Blühstreifen, bspw. durch Vergärung, keine Förderung mehr besteht. Die Breiten der Streifen dienen daher ausschließlich für die Herleitung von Streifenbreiten. Die durchschnittlichen Schlaggrößen je Bundesland werden aus KTBL (2020b) entnommen.

Tabelle 27: Eigenschaften von Ackerrandstreifen für Berechnungen der Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).

Bundesland	Durchschnittliche Schlaggröße [ha] ¹	Schlaggröße ohne Blühstreifen [ha] Szenario 1 (5 m)	Schlaggröße ohne Blühstreifen [ha] Szenario 2 (12 bzw. 20 m)	Schlaggröße ohne Blühstreifen [ha] Szenario 3 (30 m)
Baden-Württemberg	1	0,9	0,5	0,8
Bayern	2	1,9	1,2	1,7
Brandenburg	10	9,7	8,2	8,8
Hessen	1	0,9	0,5	0,8
Mecklenburg-Vorpom.	20	19,6	17,4	18,3
Niedersachsen	2	1,9	1,2	1,7
Nordrhein-Westfalen	2	1,9	1,2	1,7
Rheinland-Pfalz	1	0,9	0,5	0,8
Saarland	1	0,9	0,5	0,8
Sachsen	10	9,7	8,2	8,8
Sachsen-Anhalt	10	9,7	8,2	8,8
Schleswig-Holstein	5	4,8	3,7	4,5
Thüringen	10	9,7	8,2	8,8

Quellen: ¹ Durchschnittliche Schlaggrößen nach KTBL (2020b) mit Längen von 141 m bei 1 ha Größe, 200 m bei 2 ha, 316 m bei 5 ha sowie 447 m bei 10 ha; übrige Werte nach eigener Berechnung.

Für Grasanbau aus der Landschaftspflege liegen in KTBL (2021) Angaben zu bspw. Methanertrag (Tabelle 28) vor, sodass aus den Inputmengen die produzierte Energie in Strom-Äquivalenten berechnet werden kann. Diese Eigenschaften werden für die Ackerrand- bzw. Blühstreifen übernommen. Der durchschnittliche Ertrag wird aus den eigenen Projektionen (Baseline 2030) für Grasanbau übernommen.

Tabelle 28: Eigenschaft von Gras aus Landschaftspflege für die Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).

Kulturart	TM-Gehalt ¹ [kg kg ⁻¹]	oTM-Gehalt ¹ [kg kg ⁻¹]	Methanertrag ¹ [m ³ kg ⁻¹]	N-Gehalt ¹ [kg N kg ⁻¹]	Ertrag ² [dt ha ⁻¹]
Gras aus Landschaftspflege	0,43	0,85	0,35	0,03	336,8

Quellen: ¹ KTBL (2021), ² Eigene Berechnung.

Aus den veränderten Schlaggrößen je Szenario werden für Silomais, Corn-Cob-Mix und Getreide zur Ganzpflanzenernte für jedes Szenario neue Einsatzmengen als Biogassubstrat berechnet (Tabelle 29), gleiches gilt für Blühwiesenschnitt von den Ackerrandstreifen.

Tabelle 29: Anbauflächen und Einsatzmengen an Energiepflanzen für die Maßnahme „Alternative Substrate“ (Maßnahme ZBc).

	Baseline 2030	Szenario 1 (5 m)	Szenario 2 (12 bzw. 20 m)	Szenario 3 (30 m)
Silomais [ha]	805.225	759.485	686.137	551.351
Corn-Cob-Mix [ha]	51.631	49.041	43.379	31.380
Getreide zur Ganzpflanzenernte [ha]	110.785	102.529	92.119	73.175
Ackerrandstreifen [ha]	0	56.586	146.005	311.735
Silomais [Gg FM]	37.939	35.784	32.328	25.978
Corn-Cob-Mix [Gg FM]	589	560	495	358
Getreide zur Ganzpflanzenernte [Gg FM]	2.878	2.664	2.393	1.901
Ackerrandstreifen [Gg FM]	0	1.906	7.266	10.500

C) Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager

Optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa)

Ein optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement im Stall umfasst vor allem die schnellere Entmistung (Verkürzung der Zeitspanne für die gasförmige Freisetzung von Ammoniak) und die verbesserte Reinigung. Die Ammoniakemissionen und somit die indirekten Lachgasemissionen aus dem Stall werden dadurch reduziert. Damit die Ammoniakemissionen nicht anschließend bei der Lagerung reziprok zunehmen, muss der Wirtschaftsdünger nach der Entmistung entweder in emissionsarmen Lagertypen gelagert oder in die Vergärung gebracht werden. Die Lachgasfreisetzung ebenso wie die Methanemissionen werden durch eine schnellere Entmistung nicht reduziert. Zwar könnten die Methanemissionen aus dem Stall durch eine schnellere Entmistung leicht sinken, da die Verweilzeit im Stall abnimmt, jedoch entstehen der Großteil der Methanemissionen ohnehin im WD-Lager. Daher wird das Gesamtminierungspotenzial für Methan aus Stall und WD-Lager als sehr gering bewertet und für diese Maßnahme wird keine Methanminderung berechnet. Für 25 % der Schweine- und Rinderbestände in güllebasierten Systemen wird ein optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement angenommen. Die Anteile der übrigen güllebasierten Haltungsverfahren werden angepasst, d.h. die restlichen 75 % güllebasierten Ställe werden nach prozentualen Anteilen in der Baseline-Projektion 2030 auf die einzelnen Verfahren neu verteilt. Die Ammoniakemissionen werden

im Vergleich zum Laufstall bei Rindern bzw. Teil-/Vollspaltenböden bei Schweinen um 25 % gemindert (Vos et al. 2022)

Emissionsoptimierte Offenställe (ZCb)

Emissionsoptimierte Offenställe für Schweine und Rinder haben, wie die vorherige Maßnahme, das Ziel, durch schnellere Ausfuhr des Wirtschaftsdüngers die Ammoniakemissionen zu senken. Die Berechnung der Emissionsminderung erfolgt wie bei der vorherigen Maßnahme. Der wesentliche Unterschied zwischen dieser und der vorherigen Maßnahme besteht in der ökonomischen Betrachtung (Kap. 4.3.5). Hier wird ebenfalls für 25 % der Schweine- und Milchkuhbestände ein emissionsoptimierter Offenstall mit einer Ammoniak-Emissionsminderung von 25 % (Vos et al. 2022) angenommen.

Gülleabkühlung (ZCc)

Durch Gülleabkühlung werden Ammoniakemissionen gemindert. Nach Häußermann et al. (2020) wird eine Minderung von 62 % in güllebasierten Rinder- und Schweineställen angenommen. Bei Gülleabkühlung wird i.d.R. der Güllekanal gekühlt. Für die Freisetzung von Lachgas und Methan wird keine Minderung angenommen, da zwar durch die tieferen Temperaturen weniger Methan gebildet und ausgegast wird, der Großteil der Methanemissionen jedoch nicht im Stall bzw. Güllekanal, sondern im Lager entstehen. Bei Lagerzeiten von bis zu 6 Monaten ist daher der Einfluss des gekühlten Güllekanals als zu gering zu betrachten, um einen merklichen Effekt auf die Methanemissionen zu haben.

Die Maßnahme Gülleabkühlung wird für alle BImSchV-G+V-Betriebe (Schweine) sowie IED-Betriebe (Rinder) mit güllebasierten Systemen berechnet. Die Tierzahlen, die in diesen Betrieben stehen, wurden in einer Abfrage beim FDZ aus den Ergebnissen der LZ 2020 (FDZ 2021) erhoben (Tabelle 30).

Tabelle 30: Tierbestände in BImSchV-V+G-Betrieben und bei Absenkung der Bestandsgrenzen je Anlage auf 2/3 der derzeitigen Bestandsgrenzen.

Tierart/Kategorie	BImSchV-V+G-Betriebe		2/3 Absenkung	
	Bestandsgrenzen je Anlage	Tierbestand in der Baseline-Projektion 2030	Bestandsgrenzen je Anlage	Tierbestand in der Baseline-Projektion 2030
Sauen	560	558.048	370	836.030
Aufzuchtferkel	4500	892.386	3000	1.784.296
Mastschweine	1500	2.784.244	1000	5.567.004
Milchkühe	600	343.309	400	n.v.
Färsen	600	148.541	400	n.v.
Mastrinder	600	78.788	400	n.v.

Quellen: 4. BImSchV, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440; geändert durch Art. 1 v. 12.10.2022 | 1799, Anhang 1; FDZ (2021).

Gülle-Ansäuerung im Stall (ZCd)

Durch Ansäuerung der Gülle im Stall können die Ammoniakemissionen gemindert werden (Häußermann et al. 2020). Für die Berechnung dieser Maßnahme wird nach Auswertung von Häußermann et al. (2020) ein um 35 % geminderter Ammoniak-Emissionsfaktor genutzt. Nach Overmeyer et al. (2022) werden durch Ansäuerung im Stall auch Methanemissionen im

Schweinemaststall um 80 % reduziert. Für Milchkühe wird nach Sokolov et al. (2019) eine Reduktion des Methanausstoßes von 87 bis 89 % bei der Ansäuerung im güllebasierten Stallsystem angenommen. Hou et al. (2015) haben in ihrer Metaanalyse zur Wirksamkeit von Gülleansäuerung im Stall eine durchschnittliche Minderung von 87 % der Methanemissionen ermittelt. Für die Berechnung dieser Maßnahme wird eine um 80 % geminderte Methanfreisetzung für Stall und WD-Lagerung in güllebasierten Systemen genutzt, eine Minderung der Lachgasemissionen wird hingegen nicht angenommen.

Diese Maßnahme wird nur für Schweine zwei Drittel unterhalb der Grenze für BImSchV-V-Anlagen und für Rinder unterhalb der Grenze für BImSchV-V-Anlagen berechnet (Grenzwerte und Anzahl Tierplätze s. Tabelle 30). Da bei Sauen (66 %) sowie Mastschweinen und Aufzuchtferkel (jeweils 51 %) der Anteil der Ansäuerung sehr hoch ist und für die Tierplätze keine Wirtschaftsdüngervergärung möglich wäre, wird in einem zweiten Szenario der Anteil an Tierplätzen mit Ansäuerung auf max. 30 % limitiert.

Ausbau Weidegang (ZCe)

Weidegang führt zu verminderten Ammoniakemissionen, dadurch sinken auch die indirekten Lachgasemissionen. Jedoch führt Weidegang auch zur Zunahme von Lachgasemissionen im Vergleich zur Stallhaltung. Die Emissionsminderung kann entweder durch die Anpassung des Anteils der mittleren Weidezeit (für alle Rinderkategorien) oder durch Erhöhung des Anteils an Tieren mit Weidehaltung berechnet werden. Es wird davon ausgegangen, dass Tiere mit Weidezugang potenziell längere Weidezeiten bekommen oder aber, dass Tieren ohne Weidezugang nun Zugang zu Dauergrünland als Weide zur Verfügung gestellt werden kann. Da die regionale Verteilung der Tierbestände nur auf Kreisebene (Destatis 2022b) und der Anteil der Weidehaltung und der Weidezeit (Destatis 2021d) nur auf Bundeslandebene und nur für differenziert nach „Milchkühe“ und übrige Rinder“ zur Verfügung steht, kann nur ein potenzieller Ausbau geschätzt werden. Die tatsächlichen Potenziale zur Erhöhung des Weideanteils (in Bezug auf Tiere) und/oder der Weidezeit können mit den zur Verfügung stehenden Daten im Rahmen dieses Projektes nicht ermittelt werden.

Die durchschnittliche Weidezeit der Tiere mit Weidehaltung variiert zwischen Milchkühen und übrigen Rindern nur leicht (Tabelle 31). Milchkühe werden an umgerechnet 175 Tagen mit durchschnittlich 13 Stunden je Tag auf der Weide gehalten. Übrige Rinder sind mit 217 Tagen länger auf der Weide, dafür im Mittel eine Stunde kürzer je Tag.

Tabelle 31: Anteil der Tiere mit Weidehaltung und Weidedauer nach Rinderkategorien für Deutschland.

Rinderkategorie	Anteil Weide [%]	Weidedauer [Wochen im Jahr]	Weidedauer [Stunden an Weidentagen]
Milchkühe	31	25	13
Übrige Rinder	32	31	12

Quelle: FDZ (2021); Destatis (2021c).

Der Ausbau von Weidehaltung ist stark von der Dauergrünlandfläche abhängig, die zur Beweidung genutzt werden kann. Die Nutzung hängt von der Entfernung zum Hof (Stall), aber auch von anderen Faktoren wie Hangneigung, Lage, Ertragsniveau und Zugänglichkeit ab. Tabelle 32 zeigt auf Bundeslandebene den Anteil des Dauergrünlands, das als Weide bereits genutzt wird sowie beispielhaft für Milchkühe den Anteil der Tiere mit Weidehaltung und die durchschnittliche Weidezeit in Wochen. In den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-

Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen ist der Anteil der Milchkühe mit Weidehaltung sehr niedrig (9 – 18 %), der Anteil der Weideflächen am Dauergrünland (71 - 82 %) hingegen sehr hoch. Vermutlich ist in diesen Ländern nur ein geringes Potenzial vorhanden, die Weidehaltung auszubauen. In Bayern und Baden-Württemberg hingegen ist der Anteil der Weideflächen am Dauergrünland gering (28 – 30 %), ebenso wie der Anteil der Milchkühe mit Weidehaltung (18 % - 25 %). In Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen ist der Anteil der Milchkühe mit Weidegang mit 46 - 51 % am höchsten. Der Anteil von Weide am Dauergrünland ist in Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit 86 % bzw. 90 % ebenfalls am höchsten. In Nordrhein-Westfalen ist mit 40 % der Flächenanteil am Dauergrünland gering. Die Weidezeit in Wochen umfasst eine Spanne von 22 - 28 Wochen bzw. 154 - 196 Tagen.

Tabelle 32: Anteil der Weideflächen am Dauergrünland, Anteil der Milchkühe mit Weidehaltung sowie durchschnittliche Weidezeit für Milchkühe auf Bundeslandebene.

Bundesland	Anteil Weide am Dauergrünland ¹ [%]	Anteil Milchkühe mit Weidehaltung ² [%]	Durchschnittliche Weidezeit ² [Wochen]
Baden-Württemberg	28	25	24
Bayern	30	18	22
Brandenburg	71	10	28
Hessen	39	36	25
Mecklenburg-Vorpom.	72	18	28
Niedersachsen	86	46	26
Nordrhein-Westfalen	40	50	26
Rheinland-Pfalz	66	43	26
Saarland	48	41	27
Sachsen	63	10	25
Sachsen-Anhalt	71	10	26
Schleswig-Holstein	90	51	23
Thüringen	81	9	26

¹ Destatis (2024a).

² Destatis (2021c).

Wie vorstehend erläutert ist für die Modellierung dieser Maßnahme keine Ermittlung der maximalen Beweidungspotenziale möglich. Es wird jedoch angenommen, dass die Weideflächen konstant bleiben und dass somit auch die Anzahl der Tiere mit Weidegang als konstant angenommen werden kann. Für die Baseline-Projektion 2030 ist ein Rückgang der Tierzahlen angenommen worden, der relative Anteil der Tiere mit Weidehaltung und die Weidezeit wird aus 2021 übernommen. Für diese Maßnahme werden die absoluten Tierzahlen mit Weidegang von 2021 konstant gehalten, die Anzahl der Tiere ohne Weidegang nimmt dementsprechend ab (Tabelle 33). Die Weidedauer (Wochen im Jahr und Stunden am Tag) bleiben jeweils gleich. Bei Mutterkühen und männlichen Mastrindern > 2 Jahre werden in der Baseline-Projektion 2030 mehr Tiere mit Weidegang gehalten, daher werden für diese beiden Subkategorien für die Maßnahme ZCe die Werte der Baseline-Projektion 2030 übernommen. Folglich wird in der Baseline-Projektion in der Berechnung der THG-Emissionen weniger weidende Rinder einbezogen als im Berichtsjahr 2021.

Tabelle 33: Tiere mit Weidehaltung im Berichtsjahr 2021, in der Baseline-Projektion 2030 und für die Maßnahme „Weidegang“ (Maßnahme ZCe).

	Milchkühe	Milchfärsen	Weibliche Mastrinder	Männliche Mastrinder	Mutterkühe	Männliche Rinder > 2 J.
Berichtsjahr 2021	889.675	1.721.925	187.637	1.201.920	414.169	51.600
Baseline 2030	809.604	1.667.614	162.803	1.139.984	461.388	51.893
Maßnahme ZCe	889.675	1.721.925	187.637	1.201.920	461.388	51.893

Quelle: berechnet aus Destatis (2021b, 2022b).

Güllezusätze (Methanogenese-hemmend) (ZCf)

Mit Güllezusätzen bei der Güllelagerung kann die Methanogenese gehemmt und somit die Methanfreisetzung bei der Güllelagerung gemindert werden. In Holtkamp et al. (2023) werden Versuche zum Einsatz von Calciumcyanamid (CaCN_2) bei Rinder- und Schweinegülle beschrieben. Das Methanminderungspotenzial lag zwischen 81 – 99 %, wobei bei Rindern keine signifikanten Unterschiede zwischen Schweine- und Rindergülle sowie zwischen unterschiedlichen Zugabemenge von Calciumcyanamid (300 bzw. 500 mg kg^{-1} FM Gülle) auftraten.

Bei Schweinen hingegen wurde bei der niedrigeren Zugabemenge eine geringe Methanminderung beobachtet (Holtkamp et al. 2023). Für Schweinegülle wird für die geringere Zugabe ein Emissionsminderungspotenzial von 81 % für Methan gegenüber der Lagerung mit Plastikfolie angesetzt, bei der höheren Zugabe und bei Rindergülle beträgt die Minderung 99 % ggü. der Lagerung mit Folie (in Anlehnung an Holtkamp et al. 2023). Zwar zeigten die Ergebnisse auch eine Minderung der Ammoniakemissionen, diese waren jedoch nicht signifikant. Daher wird für Ammoniak der Emissionsfaktor für die Abdeckung mit Plastikfolie gewählt, gleiches gilt für Lachgas und den Lachgas-Emissionsfaktor.

Diese Maßnahme wird für 30 % der Güllelagerung bei Schweinen und Rindern angesetzt. Zusätzlich wird betrachtet, dass beim Einsatz von Calciumcyanamid der TAN-Gehalt in der Gülle erhöht war (Holtkamp et al. 2023). Es wird angenommen, dass durch Zugabe von Calciumcyanamid nach der Lagerung der gesamte N-Eintrag als TAN in der Gülle enthalten ist. Es werden zwei Szenarien berechnet, in denen die Zugaben sich an den beiden Zugaben von Holtkamp et al. (2023) mit 300 bzw. 500 mg kg^{-1} FM Gülle orientieren. Hierfür wird aus den VS-Ausscheidungen die Frischmasse an Gülle berechnet, die mit dem Güllezusatz gelagert wird (vgl. Berechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls für Maßnahme M2, Kap. 2.3.3), und anschließend die Zugabemenge an Calciumcyanamid für die beiden Szenarien.

D) Bereich Fütterung und Züchtung

Erhöhung der Lebensleistung (Milchkühe) (ZDa)

Im Bereich Fütterung und Züchtung wird die Wirkung einer Erhöhung der Lebensleistung von Milchkühen untersucht, d.h. eine längere Lebensdauer mit mehr Laktationsperioden. Bei erhöhter Lebensleistung sinkt allerdings die jährliche Milchleistung pro Kuh (Krogmeier 2009). Die Maßnahme wird mit der Vorgabe berechnet, dass die jährlich produzierte Milchmenge in Deutschland konstant bleibt. Da die Futteraufnahme vom Energiebedarf abhängt, welcher wiederum u.a. aus der Milchleistung berechnet wird, wird die Futteraufnahme im Modell automatisch angepasst. Die Zusammensetzung der Ration wird beibehalten.

Nach Rösemann et al. (2023) beträgt in 2021 das mittlere Schlachtagter der Milchkühe in Deutschland 5,5 Jahre und das Erstkalbealter 2,3 Jahre. Diese Annahmen werden für die Baseline-Projektion 2030 übernommen. Mit einer mittleren Zwischenkalbezeit von 417 Tagen

bei reinen Milchrassen bzw. 395 Tagen bei Mehrnutzungsrindern (KTBL 2020b) werden derzeit durchschnittlich 2,8 bzw. 2,9 Laktationen je Milchkuh erreicht. Unter der Annahme, dass Milchkühe bei erhöhter Lebensleistung im Schnitt 4 Laktationen genutzt werden, steigt das Schlachtagter auf 6,9 bzw. 6,6 Jahre. Für die Maßnahme wird mit einer Laktationsdauer von 417 Tagen (für Milchrassen) und einem Schlachtagter von 6,9 Jahren gerechnet.

Wenn die Lebensleistung der Milchkühe um eine Laktationsperiode erhöht wird, sinkt die Milchleistung je Laktation. Nach KTBL (2020b) erreichen konventionell gehaltene Milchkühe durchschnittlich 2,7 Laktationen, was mit den berechneten 2,8 Laktationen aus den Inventardaten (Rösemann et al. 2023) gut übereinstimmt. Im Vergleich dazu werden ökologisch gehaltene Milchkühe im Mittel 4,1 Laktationen genutzt (KTBL 2020b), welches der angenommenen Anzahl von Laktationen dieser Maßnahme entspricht. In der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ wurde eine um 19 % geminderte Milchleistung (vgl. Kapitel A.1.4) im Ökolandbau gegenüber dem konventionellen Landbau ermittelt. Da die geminderte Milchleistung im Ökolandbau nicht nur auf die gesteigerte Lebensdauer, sondern auch auf die Fütterung (weniger Kraftfutter, mehr Weidegang) zurückzuführen ist, wird von einer um 10 % geminderten Milchleistung in dieser Maßnahme gegenüber der Baseline-Projektion 2030 für die Steigerung von 2,8 auf 4 Laktationen je Kuh ausgegangen. Die Wirksamkeit der Maßnahme wird daher tendenziell eher unterschätzt.

Das Schlachtgewicht bleibt konstant, da die Erhöhung der Lebensleistung einer Milchkuh und der Lebensdauer nicht zwingend ein erhöhtes oder niedrigeres Schlachtgewicht zur Folge haben muss.

Die durchschnittliche Milchleistung pro Laktation sinkt in dieser Maßnahme von 9.276 kg je Kuh auf 8.348 kg je Kuh. Um die Gesamtproduktion von 32.351 Gg Milch zu halten, muss die Anzahl der Milchkühe von 3,5 Mio. auf 3,9 Mio. gesteigert werden. Nach den Annahmen aus Rösemann et al. (2023) zur Nachzucht (jährlich 1 Kalb pro Mutterkuh und 0,9 Kälber pro Milchkuh) und den Tierzahlen in der Baseline-Projektion 2023 werden 19 % der Kälber in der Mutterkuhhaltung geboren. Die Anzahl der Mutterkühe und die der Mutterkuhhaltung zugeordneten Kälber werden konstant gehalten. Die Anzahl der Kälber in der Milchkuhhaltung hingegen wird an die Anzahl der Milchkühe angepasst, wobei das Verhältnis Kälber je Milchkuh konstant bleibt.

Durch die Zunahme von Milchkühen würde die potenzielle Anzahl von männlichen und weiblichen Mastrindern aus der Haltung von Mehrnutzungsrindern steigen. Es wird jedoch angenommen, dass die produzierte Fleischmenge konstant bleibt und daher auch die Anzahl der männlichen und weiblichen Mastrinder. Der Zuwachs an Kälbern in der Maßnahme, die in die Mast gehen könnten, werden in der Kälbermast gehalten und als Kalb geschlachtet.

Tabelle 34: Annahmen zu Tierleistungen, Haltungsdauer und Änderungen der Tierzahlen für die Maßnahme „Erhöhung der Lebensleistung“ (Maßnahme ZDA).

Parameter	Baseline-Szenario 2030	Maßnahme ZDa
Milchleistung [kg an ⁻¹]	9.276	8.348
Laktationen je Kuh	2,8	4
Schlachtagter [Jahre]	5,5	6,9
Nutzungsdauer [Jahre]	3,2	4,6
Anzahl Milchkühe	3.487.772	3.875.302
Anzahl Kälber	1.089.839	1.188.193
Anzahl Milchfärsen	3.146.470	2.519.049

Milchfärsen werden gehalten, um Milchkühe zu ersetzen. Aus den Annahmen von Zehetmeier et al. (2012) und Rösemann et al. (2023) kann entnommen werden, dass etwa 9 % der Milchfärsen aus der Mutterkuhhaltung stammen; die Ableitung wird in der nachfolgenden Maßnahme ZDb „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ beschrieben. Wie bei den Kälbern bleibt die Anzahl von Milchfärsen in der Mutterkuhhaltung konstant. Die Anzahl von Milchfärsen in der Milchkuhhaltung wird angepasst. Bisher werden Milchkühe durchschnittlich 3,2 Jahre gehalten, d.h. jährlich werden 31 % der Milchkühe ersetzt. Steigt die Anzahl der Laktationen und somit die Nutzungsdauer auf 4,6 Jahre an, werden jährlich nur 22 % der Milchkühe ersetzt. Die Anzahl der Milchfärsen zur Remontierung des Milchkuhbestands sinkt damit von 3,1 Mio. auf 2,5 Mio. Es wird angenommen, dass die in der Maßnahme ZDa dann nicht mehr benötigten Milchfärsen als Kälber gemästet und geschlachtet werden. Die Annahmen für die Ausgestaltung dieser Maßnahme sind in Tabelle 34 dargestellt.

Förderung von Mehrnutzungsrindern (ZDb)

Zur Abbildung der Zunahme von Mehrnutzungsrindern auf die THG-Emissionen sind besonders die Änderungen bei Tierzahlen und Tierleistungen (Milch- und Fleischproduktion) von Interesse.

Etwa 62 % der Milchkühe, die 2022 (Destatis 2022b) gehalten werden, sind reine Milchnutzungsrasen, die übrigen 38 % sind Doppelnutzungsrasen. Es wird angenommen, dass Milchleistungsrasen ausschließlich für die Milchproduktion gehalten werden (Tabelle 35). In einzelnen Bundesländern fällt der Anteil von Milchnutzungsrasen deutlich höher aus, bspw. in Niedersachsen mit 94 %, während in Bayern nur 8,8 % der Milchkühe reine Milchnutzungsrasen sind. Da die Wirksamkeit auf Bundesebene gerechnet wird, ist dies für die Ausgestaltung der Maßnahme weniger relevant.

Tabelle 35: Anzahl der gehaltenen Milchkühe nach Milchnutzungs- und Doppelnutzungsrasen sowie der Anteil der Milchnutzungsrasen an der Gesamtmilchkuhzahl.

Bundesland	Milchnutzungsrasen	Doppelnutzungsrasen	Anteil Milchnutzungsrasen
Baden-Württemberg	119.235	217.469	35,4 %
Bayern	97.682	1.012.781	8,8 %
Brandenburg	123.513	21.810	85,0 %
Hessen	100.397	28.677	77,8 %
Mecklenburg-Vorpom.	144.480	20.738	87,4 %
Niedersachsen	768.940	48.336	94,1 %
Nordrhein-Westfalen	348.613	46.221	88,3 %
Rheinland-Pfalz	88.179	29.024	75,2 %
Saarland	10.913	1.827	85,7 %
Sachsen	162.050	15.162	91,4 %
Sachsen-Anhalt	95.396	9.612	90,8 %
Schleswig-Holstein	319.758	47.670	87,0 %
Thüringen	81.067	8.556	90,5 %
Deutschland	2.464.355	1.493.971	62,3 %

Quelle: Destatis (2022b).

Für die beiden Szenarien wird angenommen, dass der Anteil der Milchnutzungsrassen auf 50 % (Szenario 1) und 40 % (Szenario 2) reduziert wird. Hierfür müssen die Milchleistungen angepasst werden. In KTBL (2020b) liegen Kalkulationsdaten für die Milchleistung von Fleckvieh/Braunvieh und Schwarzbunt/Rotbunt vor. Diese vier Rassen decken 86,5 % aller Milchviehrassen ab und werden daher für die Anpassung der Milchleistung herangezogen. Die Milchleistungsprüfung für 2023 für Bayern (LKV Bayern 2024) hat nach Rassen getrennte gemessene Milchleistungen veröffentlicht (Tabelle 36).

Tabelle 36: Milchleistung, Milchfettgehalt und Milcheiweißgehalt verschiedener Milchrassen aus Praxisdaten und Planungsdaten.

	Milchleistung [kg pro Laktation]		Milchfettgehalt [%]		Milcheiweißgehalt [%]	
	Praxis ¹	Planung ²	Praxis ¹	Planung ²	Praxis ¹	Planung ²
Fleckvieh	7.984		4,19		3,49	
Braunvieh	7.560		4,28		3,59	
Fleckvieh/Braunvieh	7.946	7.000	4,20	4,20	3,50	3,60
Schwarzbunt	9.428		4,12		3,41	
Rotbunt	8.775		4,18		3,45	
Schwarzbunt/Rotbunt	9.365	8.500	4,13	4,10	3,41	3,40
FV/BV im Vergleich zu SB/RB	84,8 %	82,4 %	101,8 %	102,4 %	102,5 %	105,9 %

Quellen: ¹ LKV Bayern (2024); ² KTBL (2020b).

Die Milchleistung von Doppelnutzungsrassen beträgt 82,4 % (Planungsdaten) bzw. 84,8 % (Praxisdaten) der Milchleistung von reinen Milchnutzungsrassen. Für die beiden Szenarien wird angenommen, dass die Milchleistung 82,4 % beträgt. Milchfett- und Milcheiweißgehalt werden nicht angepasst, da die Abweichungen bei den Praxisdaten und Planungsdaten relativ gering sind.

Die Milchleistung für die Baseline-Projektion 2030 beträgt für Deutschland 9.276 kg. Diese Gesamtmilchleistung ist ein gewichtetes Mittel aus der Milchleistung reiner Milchnutzungsrinder und der Milchleistung von Doppelnutzungsrindern. Die Milchleistung für reine Milchnutzungsrassen wird nach Formel 7 berechnet:

Formel 7: Berechnung der Milchleistung von Milchrassen aus der Gesamtmilchleistung.

$$ML_{\text{Milchrassen}} = \frac{ML_{\text{Gesamt}}}{(\text{Anteil}_{\text{Milchrassen}} + \text{Anteil}_{\text{Doppeln. -rassen}} * \text{Minderung } ML_{\text{Doppeln. -rassen}})}$$

Die nach Formel 7 berechnete Milchleistung von Milchrassen in der Baseline-Projektion 2030 beträgt 9.937 kg, die von Doppelnutzungsrassen 8.184 kg. Für die Berechnung der Gesamtmilchleistung der beiden Szenarien werden diese beiden Milchleistungen genutzt.

Ein weiterer Unterschied zwischen Milchrassen und Doppelnutzungsrassen besteht im Endgewicht, welches nach KTBL (2020b) bei Doppelnutzungsrassen mit 750 kg je Kuh um ca. 7 % höher ist als bei Milchrassen mit 700 kg je Kuh. Dementsprechend werden die Schlachtgewichte, die als Eingangsgröße in die Berechnungen eingehen, angepasst. Im Mittel für die Baseline-Projektion 2030 beträgt das Schlachtgewicht 304 kg je Kuh. Daraus berechnet sich

für Doppelnutzungsrassen ein Schlachtgewicht von 317 kg je Kuh und für Milchrassen von 296 kg je Kuh.

Durch den Ersatz von Milchrassen durch Doppelnutzungsrassen werden weniger Mutterkühe für die Aufzucht von Fleischrindern benötigt werden, da die Milchkühe und deren männliche Kälber aus Doppelnutzungsrassen selbst auch für die Fleischproduktion gehalten werden können. Jedoch haben männliche und weibliche Mastrinder aus Doppelnutzung ein geringeres Endgewicht. In Anlehnung an Zehetmeier et al. (2012) wird angenommen, dass bei Doppelnutzungsrassen das Endgewicht von weiblichen Mastrindern um 9,1 % und von männlichen Mastrindern um 14,3 % geringer ist als bei Rassen zur alleinigen Fleischmast. Daraus ergibt sich für Doppelnutzungsrassen ein Schlachtgewicht von 297 kg für weibliche Mastrinder und 366 kg für männliche Mastrinder. Bei reinen Fleischrassen liegt das Schlachtgewicht bei 327 kg für weibliche Mastrinder sowie 427 kg für männliche Mastrinder.

Für die Berechnung der Tierzahlen je Subkategorie wird angenommen, dass die insgesamt produzierte jährliche Menge an Milch von 32.351 Gg Milch und die produzierte jährliche Menge Fleisch durch Mastrinder, Mutterkühe und Milchkühe von 889 Gg Fleisch in der Baseline-Projektion 2030 weiterhin erreicht werden müssen. Die benötigte Menge an Milchkühen berechnet sich aus den durchschnittlichen Milchleistungen (Tabelle 37). Die Annahmen zu Nachzucht aus Zehetmeier et al. (2012) für Mutterkuhhaltung und Milchkuhhaltung (Szenario mit 8.000 kg Milchleistung für Mehrnutzungsrinder) werden übernommen:

- ▶ Kälber: 0,88 (Mutterkühe) bzw. 0,82 (Milchkühe) Kälber pro Kuh und Jahr
- ▶ Milcfärsen (zur Nachzucht): 0,18 (Mutterkühe) bzw. 0,35 (Milchkühe) Milcfärsen pro Kuh und Jahr
- ▶ Weibliche Mastrinder: 0,26 (Mutterkühe) bzw. 0,06 (Milchkühe) weibliche Mastrinder pro Kuh und Jahr
- ▶ Männliche Mastrinder: 0,44 (Mutterkühe) bzw. 0,41 (Milchkühe) männliche Mastrinder pro Kuh und Jahr.

Abhängig von den ermittelten Milchkühen werden die weiblichen und männlichen Mastrinder von Mehrnutzungsrindern anhand der oben genannten Faktoren (Zehetmeier et al. 2012) berechnet und die daraus produzierbare Menge an Fleisch berechnet. Es wird nach Rösemann et al. (2023) eine Nutzungsdauer von 3,2 Jahre für Milchkühe, 4 Jahre für Mutterkühe sowie 18 Monate für weibliche und männliche Mastrinder angenommen. Aus der fehlenden Menge an Fleisch wird berechnet, wie viele weibliche und männliche Mastrinder sowie Mutterkühe benötigt werden. Hierbei wird das Verhältnis von männlichen und weiblichen Mastrindern von Zehetmeier et al. (2012) zueinander und je Mutterkuh übernommen.

Da die Gesamtzahl an ermittelten weiblichen und männlichen Mastrindern mittels der Faktoren nach Zehetmeier et al. (2012) nicht mit den Tierzahlen der Baseline-Projektion 2030 übereinstimmen, die aus statistischen Daten projiziert wurden, wird die relative Änderung zwischen Baseline-Projektion 2030 und Szenarien übernommen.

Die für die Szenarien berechneten Parameter für Milchleistung, Schlachtgewicht und Anzahl der jeweiligen Tiere in den Rindersubkategorien sind in Tabelle 37 dargestellt. Die Anzahl benötigter Milchkühe nimmt von der Baseline-Projektion 2030 (62 % reine Milchrassen) zu Szenario 1 (50 % reine Milchrassen) und Szenario 2 (40 % reine Milchrassen) zu, während die Anzahl von Mutterkühen, weiblichen Mastrindern und Milcfärsen abnimmt. Die Anzahl männlicher Mastrinder steigt leicht an.

In einem dritten Szenario mit 40 % Anteil von Milchrassen wird die Mutterkuhhaltung nicht verändert, d.h. es werden nur die Tierzahlen der Milchkuhhaltung angepasst. Dadurch würde die Fleischproduktion um 21,6 % steigen, die Milchproduktion bleibt stabil.

Tabelle 37: Annahmen zu Tierleistungen und Tierzahlen für die beiden Szenarien für die Maßnahme „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ (Maßnahme ZDb).

Parameter	Baseline-Projektion 2030	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
Milchleistung [kg a ⁻¹]	9.276	9.061	8.885	8.885
Milchkuh Schlachtgewicht [kg a ⁻¹]	304	306	309	309
Weibliche Mastrinder Schlachtgewicht [kg a ⁻¹]	319	313	307	315
Männliche Mastrinder Schlachtgewicht [kg a ⁻¹]	389	379	372	382
Anzahl Milchkühe	3.487.772	3.570.516	3.640.987	3.640.987
Anzahl Mutterkühe	681.581	430.099	215.920	681.581
Anzahl weibl. Mastrinder	307.179	257.612	138.345	119.266
Anzahl männl. Mastrinder	1.668.936	1.801.422	1.914.256	2.349.508
Anzahl Milchfärsen	3.146.470	2.947.760	2.892.448	3.169.159
Anzahl Kälber	1.089.339	1.094.048	1.048.781	1.188.604

N-reduzierte Fütterung (ZDc)

Die Minderung von Methanemissionen durch die Reduktion von faserreicher Fütterung bzw. durch Erhöhung der Kraftfütteration bei Rindern wurde nicht weiter untersucht, da diese Maßnahmen in starkem Konflikt zu den Zielen des Tierwohls stehen.

Daher wird in dieser Maßnahme nur die N-reduzierte Fütterung für Mastschweine und Milchkühe untersucht. Laut Emthaus et al. (2021) kann von einer Senkung des Rohproteingehalts im Mastschweinefutter von 14,6 % auf 14 % bis 2030 ausgegangen werden. Diese Fütterung wird für alle Mastschweine in dieser Maßnahme übernommen.

Für Milchkühe werden die Futterrationen nach DLG (2014) durch milchleistungsabhängige N-reduzierte Futterrationen nach DLG (2020) für alle Milchkühe ersetzt.

Futterzusätze (ZDd)

Es gibt verschiedene Strategien, um mit Futterzusätzen die Methanbildung im Pansen der Milchkuh zu unterbinden. Hristov et al. (2022) haben in einer Metaanalyse die Wirksamkeit von Inhibitoren, Tanninen, Fetten sowie alternativen Elektronensenken wie Fumarat und Nitrat bei Milchkühen untersucht. Der Einsatz von Nitraten wirkt emissionsmindernd, ist jedoch in einigen Studien als potenziell gesundheitsgefährdend für Rinder eingestuft worden (Hristov et al. 2022). Auch wird in einigen Studien beobachtet, dass der Einsatz von Nitraten zu erhöhten TAN-Gehalten in den tierischen Ausscheidungen führt, wodurch Ammoniak- und Lachgasemissionen aus Wirtschaftsdüngern steigen würden. Der Einsatz von Fetten hat nur für Pflanzenfette signifikante Methanminderungen gezeigt, wobei pflanzliche Öle jedoch für die Pansengesundheit schädlich sein können („Milchfettdepression“) (Hristov et al. 2022). Der Einsatz von Tanninen zeigt einen Minderungseffekt, der jedoch niedriger war im Vergleich zu den anderen Futterzusätzen. Zudem zeigt sich in Studien, dass Tannine zur Senkung der N-Ausscheidung in Urin führen, da der Stickstoff vom Urin in den Kot verlagert werde.

Hierdurch können Ammoniak- und Lachgasemissionen im Wirtschaftsdüngermanagement gesenkt werden (Hristov et al. 2022). Jedoch zeigen die Studien, dass sich Tannine negativ auf die Nährstoffverdaulichkeit auswirken können, welches laut Hristov et al. (2022) weitere Forschungen zu den langfristigen Auswirkungen erfordert. Bezogen auf die Trockenmasseaufnahme konnten die Methanemissionen im Mittel laut der Metaanalyse um 10 % beim Einsatz von Tanninen, um 14,8 % bei Fetten, um 15,4 % bei Nitraten und um 30 % bei Inhibitoren wie 3-Nitrooxypropanol (3-NOP) gesenkt werden. Die Auswertungen von Hristov et al. (2022) zeigen, dass die Zugabe von 3-NOP keinen Einfluss auf Trockenmasseaufnahme, Milchleistung und Futtereffizienz hatte. Die Studien liefen allerdings nur zwischen 67 und 78 Tagen, d.h. es wurde in keiner der zitierten Studien der langfristige Effekt untersucht. Im Mittel sanken die Methanemissionen um 28 - 32 % (Hristov et al. 2022). Kebreab et al. (2023) untersuchten in einer Metaanalyse ebenfalls die Wirksamkeit von 3-NOP bei Milchkühen. Die tägliche Methanbildung sank um 32,7 %, bezogen auf die Trockenmasseaufnahme wurde ein Rückgang von 30,9 % und bezogen auf die Milchleistung von 32,6 % im Mittel beobachtet (Kebreab et al. 2023). Das Minderungspotenzial weist eine große Streuung auf, bspw. bei der täglichen Methanbildung von 15,1 bis 64,5 %.

In einer neuen Studie von van Gastelen et al. (2024) wurde über einen Zeitraum von einem Jahr an 64 Holstein-Milchkühen der Einfluss des Einsatzes von 3-NOP auf Methanemissionen getestet, wodurch die gesamte Laktationsperiode und Trockenstehzeit abgedeckt werden konnte. Die gemessenen Minderungen liegen in einem niedrigeren Bereich von 16 % (Trockenstehzeit) bis maximal 26 % (späte Laktationsperiode), welches van Gastelen et al. (2024) auf die an das Laktationsstadium angepassten Fütterungen zurückführen. Auch in diesem Versuch wird kein signifikanter Einfluss von 3-NOP auf Milchleistung, Milcheigenschaften, Trockenmasseaufnahme und Tiergewicht festgestellt (van Gastelen et al. 2024). Auch van Gastelen et al. (2024) merken an, dass Langzeitstudien notwendig sind, um einen Gewöhnungseffekt ausschließen zu können, und ebenso weitere Versuche, um die Wirkung von 3-NOP in Kombination mit verschiedenen Futterrationen zu untersuchen.

In dieser Maßnahme wird die Wirksamkeit von 3-NOP mit einer Minderung von 30,9 % modelliert, da Inhibitoren wie 3-NOP die höchste Wirksamkeit der untersuchten Zusätze zeigt und 3-NOP ein in der EU zugelassener Futterzusatzstoff ist. Einige Molkereien nutzen diesen Zusatz bereits in Pilotbetrieben (bspw. FrieslandCampia, Arla, Fonterra, Bel-Groupe). Die Methanemissionen aus enterischer Fermentation werden nach Rösemann et al. (2023) abhängig von der Energieaufnahme durch die Fütterung berechnet. Daher wird die Minderung bezogen auf die Trockenmasseaufnahme von 30,9 % übernommen. In der Maßnahme wird modelliert, dass 3-NOP bei 30 % der Milchkühe eingesetzt wird.

E) Bereich Strukturelle Maßnahmen

Veränderter Konsum (ZEa)

Der Bericht der EAT-Lancet-Kommission (Willett et al. 2019) enthält Ernährungsempfehlungen zum täglichen Konsum tierischer Produkte, die „Planetary Health Diet (PHD)“. Auch die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE) hat neue Empfehlung mittels einer Optimierung ermittelt, in welcher neben dem Aspekt der menschlichen Gesundheit auch die Minderung von Flächenverbrauch und THG-Emissionen berücksichtigt wurden (Schäfer et al. 2024). Mit der Annahme, dass sich die Verzehrgegewohnheiten der Bevölkerung an diese beiden Empfehlungen anpassen, kann die Reduzierung des Bedarfs an tierischen Lebensmitteln für Deutschland berechnet werden. Daraus resultiert ein Abbau bzw. Umbau der Tierbestände, welcher sich durch die Anpassung der Tierzahlen auf die THG-Emissionen auswirkt. In Tabelle 38 sind die Werte gegenübergestellt, für den täglichen Verzehr wurde die Zusammensetzung von Schäfer et al. (2024) übernommen.

Tabelle 38: Ernährungsempfehlungen zum täglichen Verzehr von tierischen Produkten nach Planetary Health Diet (PHD) und Deutscher Gesellschaft für Ernährung (DGE) sowie die derzeitigen Verzehrsmengen und relative Änderung der Verzehrsmengen bei PHD und DGE.

Produkt	Derzeitiger Verzehr ²	PHD ¹	Änderung des Verzehrs nach PHD	DGE neu ²	Änderung des Verzehrs nach DGE
Milch und Milchprodukte [g d ⁻¹]	451	250 (0 - 500)	- 44,6 %	394	- 12,6 %
Fleisch gesamt [g d ⁻¹]	114	43	- 85,1 %	43	- 78,7 %
Restl. Fleisch [g d ⁻¹]	94	14 (0 - 28)	- 85,1 %	20	- 78,7 %
Geflügel [g d ⁻¹]	20	29 (0 - 58)	+ 45 %	23	+ 15 %
Eier [g d ⁻¹]	12	13 (0 - 25)	+ 8,3 %	12	0 %

¹ Willett et al. (2019).

² Schäfer et al. (2024).

Der Vergleich zeigt, dass der Bedarf an tierischen Produkten bei einer Ernährung nach DGE-Empfehlung geringfügig und nach PHD stärker zurückgeht. Für die Anpassung der Tierzahlen für diese Maßnahme wird der Selbstversorgungsgrad berücksichtigt (Tabelle 38): liegt dieser über 100 %, werden tierische Produkte exportiert; liegt er unterhalb von 100 %, wird die Differenz zu 100 % importiert. Es wird angenommen, dass die Exportmenge konstant bleibt, Importe hingegen entfallen. Der sinkende Bedarf an Fleisch (außer Geflügel) wird auf Rinder- und Schweinefleisch verteilt, indem die relative Minderung gewählt wird (Tabelle 39).

Tabelle 39: Selbstversorgungsgrad der landwirtschaftlichen Produkte Fleisch, Eier und Milch.

Produkte	Selbstversorgungsgrad 2021 [%] ¹
Milch	97,3
Rinderfleisch	104,4
Schweinefleisch	147,6
Geflügelfleisch	100,6
Eier	74,7

¹ Versorgungsbilanzen BMEL (2024f, 2024d, 2024e).

Durch den Abbau und Umbau von Tierbeständen müsste der Futtermittelanbau angepasst werden. Da es in EMMA-L-NC keine direkte Koppelung von Fütterung und Anbauflächen gibt, ist dies im Rahmen des Projekts nicht möglich. Es wird jedoch die Mineraldüngermenge angepasst: durch den Wegfall von Tieren fällt weniger Wirtschaftsdünger an. Dieser müsste aufgrund der teils hohen N-Gesamtüberschüsse (Häußermann et al. im Druck) auf regionaler Ebene nicht durch Mineraldünger ersetzt werden. Mithilfe der N-Flächenbilanzierung „RegN-Bil“ (Häußermann et al. im Druck; Häußermann et al. 2019) wird der veränderte Mineraldüngerbedarf berechnet. Hierfür wird angenommen, dass die relativen Tierbestandsrückgänge nach Tabelle 38 auf Kreisebene übernommen werden können. Auf Kreisebene wird daraus der Anfall von Wirtschaftsdünger berechnet und aus dem Düngungsbedarf, der N-Düngung mit Wirtschaftsdünger und sonstiger organischer Dünger der Bedarf an Mineraldünger auf Kreisebene berechnet. In Tabelle 40 sind die auf Bundesebene aufsummierten Düngemenge

aufgeführt. Für das PHD-Szenario steigt der Mineraldüngerbedarf um 11,4 %, beim DGE-Szenario um 4,0 %.

Tabelle 40: Wirtschaftsdüngeranfall und Mineraldüngerbedarf für die Umsetzung der Ernährungsempfehlungen nach PHD (ZEa1) und DLG (ZEa2) sowie relative Änderung des Mineraldüngerbedarfs gegenüber der Baseline-Projektion 2030.

	BL 2030	PHD (ZEa1)	DLG (ZEa2)
Wirtschaftsdüngeranfall [Gg N]	683	370	570
Mineraldünger [Gg N]	1.390	1.446	1.549
Änderung [%]	/	4,0	11,4

Flächenbindung für die Tierhaltung (ZEB)

In dieser Maßnahme wird berechnet, wie sich eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV je Hektar und Betrieb auf die THG-Emissionen auswirkt. Eine Flächenbindung in der Tierhaltung soll gewährleisten, dass Flächen mit Wirtschaftsdüngerbedarf vorhanden sind und dort der anfallende Wirtschaftsdünger eingesetzt werden kann. Auf diese Weise sollen Stoffkreisläufe in der Landwirtschaft besser geschlossen werden.

Für die Berechnung dieser Maßnahme sind auf Kreisebene aus der LZ 2020 Tierzahlen sowie Großvieheinheiten für Betriebe mit mehr als 2 GV je Hektar abgefragt worden (FDZ 2021). In der Maßnahme werden die Tierzahlen in den Kategorien Rinder, Schweine und Geflügel gleichermaßen reduziert, bis die Grenze von unter 2 GV je Hektar erreicht ist. Die anderen Nutztierkategorien werden unverändert übernommen. Die Begrenzung führt zu einem hypothetischen Tierbestandsabbau im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 (Tabelle 41).

Tabelle 41: Tierzahlen für die Baseline-Projektion 2030 und bei Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV pro Hektar LF nach Tierkategorien (Maßnahme ZEB).

Tierkategorie	Tierzahlen aus der Projektion von 2030	Tierzahlen bei der Begrenzung der Viehbesatzdichte
Milchkühe	3.487.772	3.360.790
Kälber	1.089.839	1.021.523
Färsen	3.146.470	2.949.234
Mastrinder	1.668.936	1.564.319
Sauen	1.266.441	1.220.217
Aufzuchtferkel	3.519.680	2.530.475
Mastschweine	10.981.399	9.893.351
Legehennen	52.607.930	45.427.345
Masthähnchen	98.818.575	84.653.627
Puten	11.343.947	9.717.872

Quelle: FDZ (2021), eigene Berechnungen.

Produktkennzeichnung zu Tierwohl (ZEc)

Seit August 2023 gilt eine verpflichtende Tierwohlkennzeichnung (TierHaltKennzG) für Schweinefleisch. Ziel ist, für Transparenz zu sorgen und den Konsument*innen eine bewusste Kaufentscheidung zu ermöglichen. Durch eine Veränderung der Nachfrage (nach Schweine-

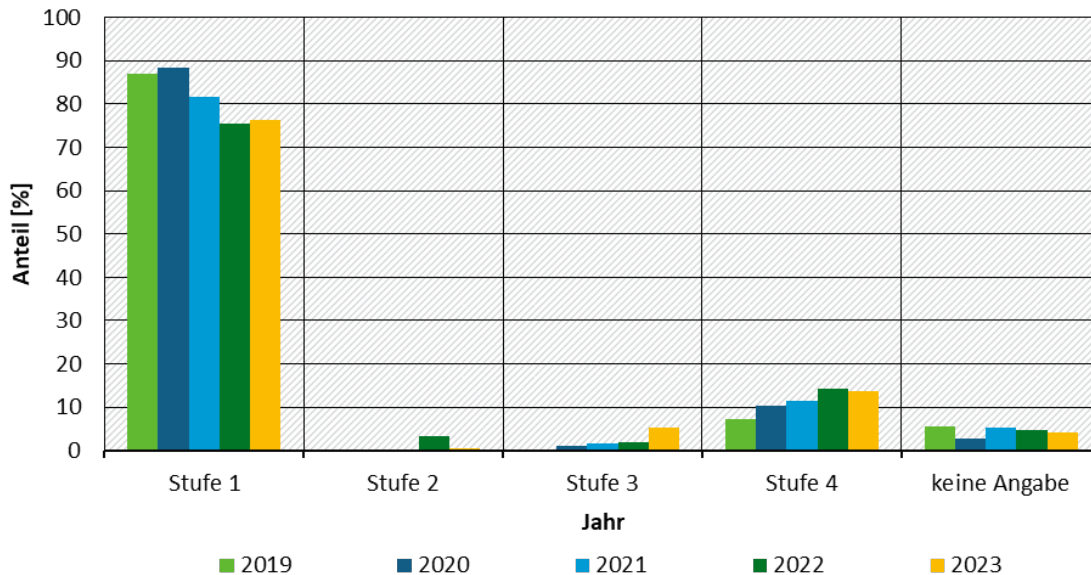
fleisch) soll dadurch die Tierhaltung in den höheren Tierwohlhaltungsstufen gefördert werden. Die Kennzeichnung nach TierHaltKennzG, bezieht sich nur auf die Haltung der Mast-schweine, die Haltung von Sauen und Aufzuchtferkeln wird nicht berücksichtigt.

In Deblitz et al. (2021) wird die Auswirkung der Nutztierhaltungsstrategie auf die Tierplätze in den verschiedenen Tierkategorien untersucht. U.a. wird der Einfluss der verpflichtenden Tierwohlkennzeichnung auf Konsumententscheidungen betrachtet. Bisher gibt es wenige Studien zu diesem Thema, die zu gegensätzlichen Ergebnissen gelangen, wobei sowohl der Anstieg des Konsums von Produkten aus höheren Tierwohlhaltungsstufen als auch die Abnahme dieser Produkte vorausgesagt werden. Laut Deblitz et al. (2021) reicht die derzeitige Datengrundlage nicht aus, um die Auswirkung der Tierwohlkennzeichnung belastbar zu bewerten. Zwar steige der Wunsch nach einer Kennzeichnungspflicht und das öffentliche Interesse an Tierwohl, aber es sei nicht absehbar, inwiefern die höheren Produktpreise für mehr Tierwohl sich auf die Kaufentscheidung auswirken und ob insgesamt infolge einer Tierwohlkennzeichnung weniger tierische Produkte konsumiert würden (Deblitz et al. 2021).

Aufgrund der Einführung der Tierwohlkennzeichnung erst gegen Ende der Projektlaufzeit liegen keine belastbaren Daten zur Entwicklung des Konsums von Schweinefleisch sowie zum Anteil der einzelnen Tierwohlhaltungsstufen vor. Im Lebensmitteleinzelhandel wurden allerdings schon vor der verpflichtenden Einführung einige Tierwohllabel eingeführt, die Auskunft zum Haltungssystem geben sollen. Eines dieser Label – „Haltungsform“ – ist untergliedert in die Haltungsstufen 1 „Stall“ (= Mindeststandard), 2 „Stall Plus“ (= mehr Platz), 3 „Außenklima“ (= freigelüftet oder Auslauf) sowie 4 „Premium“ (= mehr Platz und Auslauf) (Haltungsform.de 2024). Diese vier Kategorien sind für Schweine, Rinder, Geflügel und Kaninchen eingeführt worden. In jährlichen Erhebungen hat Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023) bei teilnehmenden Supermärkten den Anteil dieser vier Haltungsstufen nach „haltungsform.de“ am Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken abgefragt.

Bei Geflügel und Rindern gibt es wenig Veränderungen seit 2019. Der Anteil von Stufe „Außenklima“ steigt bei Rindfleisch leicht von 0 auf 5 % in 2023 an, in Stufe „Premium“ von 7 % auf 14 % (Abbildung 4). In Stufe „Stall“ sinkt der Anteil von 87 auf 75 %; Stufe „Stall Plus“ ist kaum vorhanden (max. 5 % in 2022). Der Anteil der Produkte ohne Angabe ist bei Rindfleisch (~ 5 %) in allen drei Abfragen am höchsten.

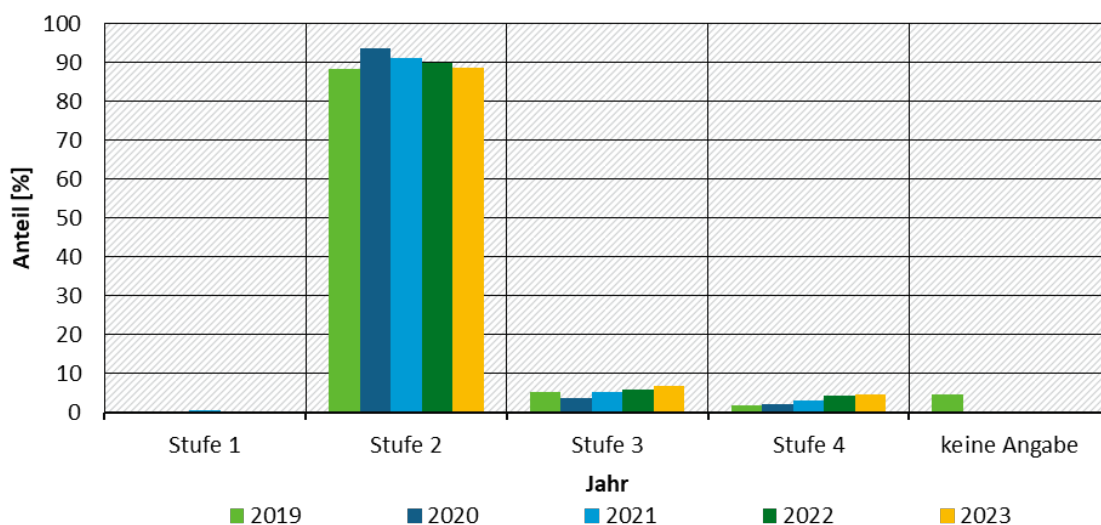
Abbildung 4: Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Rindfleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023).



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen) nach Greenpeace (2020a, 2020b, 2021, 2022, 2023).

Für Geflügelfleisch (Abbildung 5) schwankt der Anteil von Stufe 2 zwischen 88 und 94 %, die Stufe 1 ist 2021 hingegen nur mit 1 % vertreten. Der Anteil von Stufe 3 (5 % auf 6 %) und Stufe 4 (2 % auf 4 %) steigt nur minimal.

Abbildung 5: Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Geflügelfleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023).



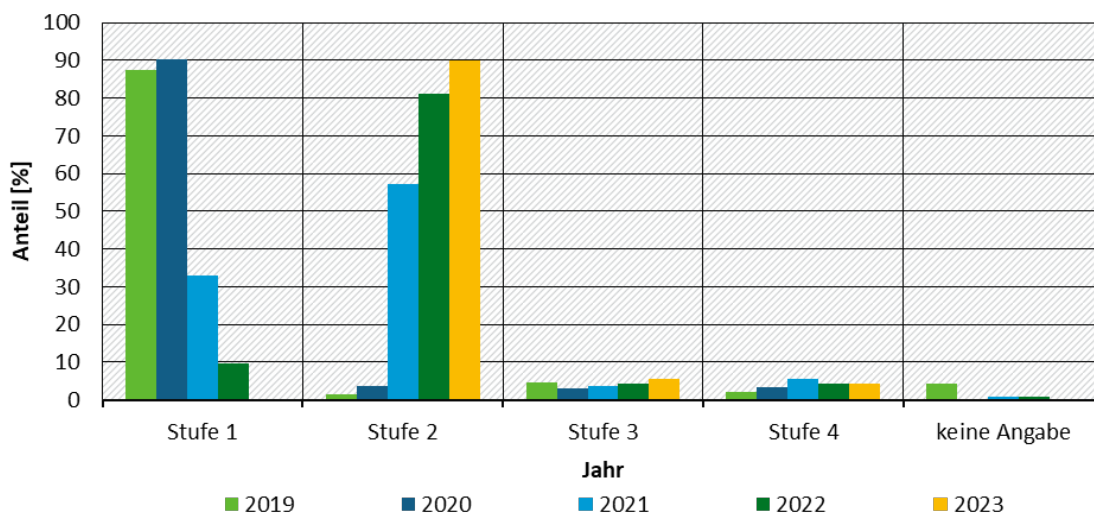
Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen) nach Greenpeace (2020a, 2020b, 2021, 2022, 2023).

Anders als beim Geflügel- und Rindfleisch gibt es beim Schweinefleisch stärkere Veränderungen (Abbildung 6): Stufe 1 sinkt von 88 % in 2019 bzw. 90 % in 2020 stark ab auf lediglich 0,1 % Anteil in 2023. Entgegengesetzt ist die Entwicklung in Haltungsstufe 2. Von 2 % in 2019 steigt der Anteil im Eigenmarkensortiment auf 90 % in 2023 an. Stufe 3 bleibt konstant

bei ca. 4 % (3 % - 5 %), Stufe 4 steigt minimal von 2 % auf 4 % 2023 an. Jedoch zeigen die Ergebnisse für das Angebot von Schweinefleisch, dass Schweine nur die geringste Tierwohlsteigerung von Stufe 1 in Stufe 2 erleben. Die Haltungsstufen 3 und 4 bleiben bei Schweinefleisch nahezu unverändert, ebenso bei Geflügel. Nur bei Rindfleisch ist tatsächlich ein geringer Anstieg erkennbar.

Die Auswertungen von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023) zeigen, dass die Einführung einer Tierwohlkennzeichnung das Angebot im Lebensmitteleinzelhandel beeinflussen kann, wie das Beispiel Schweinefleisch verdeutlicht. Andererseits werden für Rindfleisch und Geflügel bislang keine Effekte beobachtet. Aufgrund dieser kaum belastbaren Datengrundlage wird im Rahmen dieses Projektes keine Aussage getroffen werden, wie sich die Tierzahlen in einem Szenario "Tierwohl" entwickeln würden und die Wirksamkeit der Maßnahme wird nur qualitativ beschrieben.

Abbildung 6: Anteil der Tierwohlhaltungsstufen des Lebensmitteleinzelhandel im Sortiment der Supermarkt-Eigenmarken für Schweinefleisch aus der Supermarktbefragung von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023).



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen) nach Greenpeace (2020a, 2020b, 2021, 2022, 2023).

N-Steuer (ZEd)

Nach dem erstmaligen Inkrafttreten der EG-Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG), Fassung vom 5. Juli 1980, wurde von Finck (1986) bereits vor knapp 40 Jahren die Wirkung einer Besteuerung des Stickstoffs in Mineral- und Wirtschaftsdüngern eingehend untersucht und die Preiselastizität der mengenmäßigen Nachfrage nach N-Dünger als ein zentraler Parameter für die Wirkung dieser Maßnahme herausgearbeitet. In der Literatur sind nur relativ wenige Angaben zur Preiselastizität der N-Düngung für Deutschland oder vergleichbare Länder zu finden.

In ECOTEC (2001, zit. n. Ehrmann (2017)) wurden die Auswirkungen einer Stickstoffabgabe für die Länder Österreich, Finnland und Schweden untersucht und Preiselastizitäten zwischen -0,15 und -0,51 ermittelt. Die Analyse von Ehrmann (2017) auf Basis von Testbetriebsdaten weist mit -0,38 eine im Durchschnitt relativ hohe Elastizität der Stickstoffnachfrage für Deutschland aus. Für ein Szenario mit einer Abgabe von 0,5 €/kg N auf mineralischen N-Dünger berechnete Ehrmann (2017) einen Rückgang des Brutto-N-Bilanzüberschuss von 88,3 auf 78,3 kg N ha⁻¹ LF (-11,2 %). Für die Landwirtschaft im deutschen Teil des Einzugsgebiets der Oder schätzten Hirschfeld et al. (2010), gestützt auf die Methodik von Elofsson (2003), die

Elastizität auf -0,3, aufgrund der Unsicherheit des Wertes rechnen die Autoren aber auch in zwei Szenarien mit -0,2 und -0,5.

Isermeyer et al. (2019) zufolge werden für die Eigenpreiselastizitäten der N-Mineraldüngernachfrage in der Literatur je nach zugrundeliegenden Annahmen Werte zwischen -0,1 und -0,8 angegeben. Für das Beispiel Winterweizenanbau wurde von den Autoren bei Verdopplung des Stickstoffpreises von 0,8 €/kg auf 1,6 €/kg N ein Rückgang der N-Mineraldüngung um 15 % modelliert. Die Ergebnisse verschiedener Studien können allerdings nur eingeschränkt miteinander verglichen werden, da die Ausgestaltung der Steuer bzw. Abgabe, das verwendete Modell und die Erhebungsregion variieren. In der Zusammenschau dieser Angaben wird für die Bewertung der Wirkung der Maßnahme "Stickstoffsteuer" zur THG-Minderung als mittlerer Wert der Preiselastizität -0,2 eingeführt mit einer Szenarien-Spannweite von -0,1 bis -0,4.

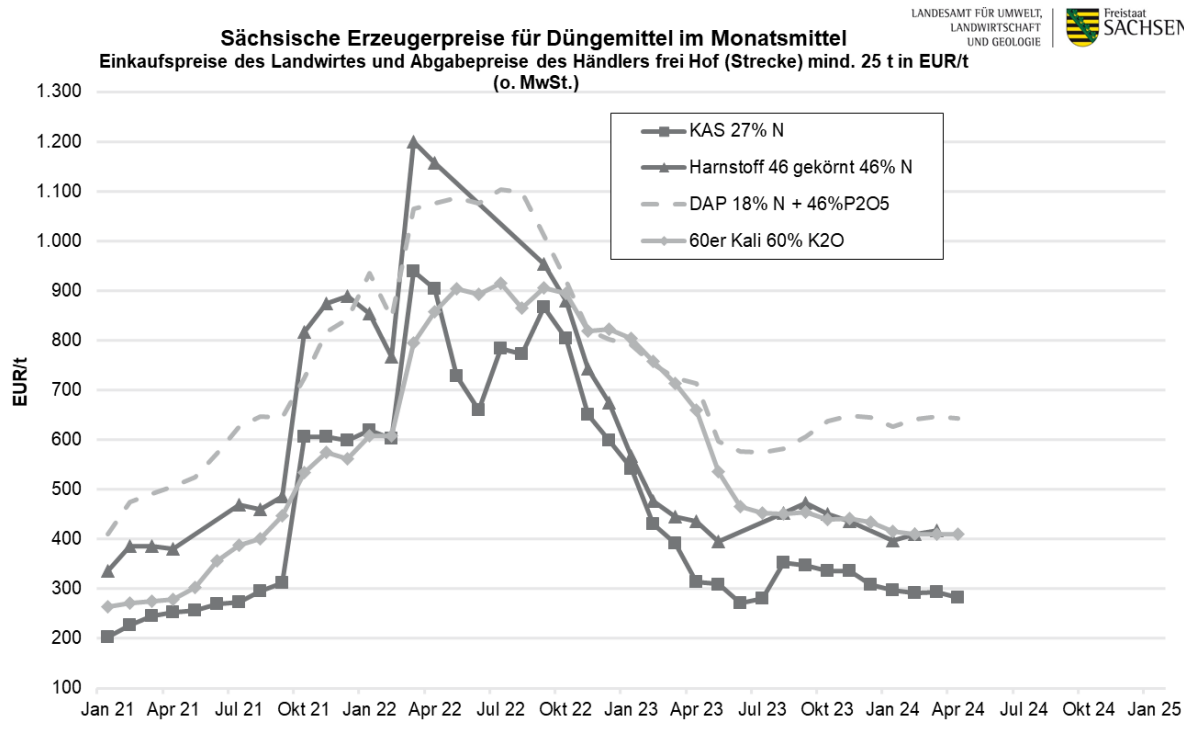
Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2008) ebenso wie Buschmann und Meyer (2013) und weitere Autorinnen und Autoren weisen allerdings darauf hin, dass eine Abgabe auf den N-Überschuss wesentlich zielgenau

er ist als eine Steuer auf N-haltige Düngemittel, da sie unmittelbar auf diejenige Regelgröße einwirkt, von der die Emission von reaktiven N-Spezies in die Umwelt abhängt. Zudem zielt eine N-Überschussabgabe viel stärker auf viehhaltende Betriebe ab, die tendenziell höhere N-Überschüsse aufweisen.

In Anlehnung an Isermeyer et al. (2019) wird für die Berechnung der Maßnahme die Höhe der Stickstoffsteuer an den CO₂-Preis gekoppelt. Dieser liegt derzeit bei 45 € t⁻¹ CO₂. (Bundesregierung 2024a). Bei einem GWP (Global Warming Potenzial – Treibhauspotenzial) von 265 kgCO₂-Äq. kg⁻¹ N₂O (Rösemann et al. 2023) und einem durchschnittlichen Lachgas-Emissionsfaktor für Mineraldünger von 0,006 kg N₂O-N kg⁻¹ N-Mineraldünger (Rösemann et al. 2023) ergibt sich daraus eine N-Steuer von 0,11 € kg⁻¹ N-Dünger. Werden die indirekten Lachgasemissionen aus der Mineraldüngung einbezogen, liegt der in EMMA-L-NC berechnete Emissionsfaktor bei 3,6 kg CO₂-Äq. kg⁻¹ N-Mineraldünger, woraus sich eine N-Steuer von 0,16 € kg⁻¹ N-Dünger ergibt. Letztere wird für die Modellierung dieser Maßnahme genutzt

Wie aus Abbildung 7 ersichtlich, schwanken die Mineraldüngerpreise seit Januar 2021 stark. Daher lässt sich aktuell ein mittlerer Stickstoffpreis nicht zuverlässig ableiten, insbesondere in Hinblick darauf, dass die Minderungswirkung für 2030 berechnet werden soll. Daher wird aus Isermeyer et al. (2019) der Stickstoffpreis von 0,80 € kg⁻¹ N übernommen.

Abbildung 7: Entwicklung der Mineraldüngerpreise als Einkaufspreis der Landwirtschaftsbetriebe und Abgabepreis des Handels (o. MwSt.) von Januar 2021 bis April 2024.



In Tabelle 42 sind die Annahmen zum Rückgang der Mineraldüngung und der daraus resultierenden Einsatzmenge an Mineraldünger bei einem CO₂-Preis von 45 € t⁻¹ CO₂ und Preiselastizitäten von -0,1 (Szenario 1), -0,2 (Szenario 2) und -0,4 (Szenario 3) dargestellt.

Tabelle 42: Minderung der Mineraldüngung bei Einführung einer N-Steuer auf N-Mineraldünger bei einem CO₂-Preis von 45 € t⁻¹ CO₂ und drei Annahmen zur Preiselastizität der N-Mineraldüngung (-0,1, -0,2 und -0,4).

	Szenario 1 Preiselastizität -0,1	Szenario 2 Preiselastizität -0,2	Szenario 3 Preiselastizität -0,4
Relative Minderung [%]	1,6 %	3,2 %	6,4 %
Einsatzmenge Mineral- dünger [Gg N a ⁻¹]	1.380	1.358	1.313

2.3.6 Methodik für Gesamtwirkung kombinierter Klimaschutzmaßnahmen

Für die Berechnung des Gesamt-Minderungspotenzials können die Wirkungen der einzelnen Maßnahmen nicht einfach summiert werden, da zum Teil Doppelzählungen und Überlagerungseffekte zwischen den Maßnahmen auftreten. Dies betrifft beispielsweise Maßnahmen, die durch Senkung der N-Mineraldüngung emissionsmindernd wirken. Durch die Kombination sind die Gesamteinsparungen in der Mineraldüngerausbringung geringer als die Summe der Einsparungen, wenn beide Maßnahmen separat betrachtet werden.

Kombinationen der Maßnahmen des Klimaschutzprogramms

Um die Gesamtwirkung des KSP möglichst zutreffend bewerten zu können, werden die Maßnahmen M1 bis M3 des KSP in Kombination gerechnet (Tabelle 43). Wie bei Einzelbetrachtung der Maßnahmen werden die Gesamtemissionen berechnet für 2020, Baseline-Projektion 2030 und für das Maßnahmenzenario 2030.

Tabelle 43: Ausgewählte Szenarien (Werte) der Maßnahmen M1 bis M3 des KSP für die Berechnung der Maßnahmenwirkung von drei Kombinationen.

Maßnahme	Gewählter Wert in der Berechnung der Maßnahmen-Kombinationen		
	Kombination „Aktuelles KSP“	Kombination „Maximale Wirkung“	Kombination „Realistische Annahmen“
M1: Senkung der N-Überschüsse	Szenario 1 (Senkung Überschuss Gesamtbilanz auf 70 kg N ha ⁻¹) + NEC-Szenario	Szenario 2 (Einsparungen aus Kreisebene) + NEC-Szenario	Szenario 3 (Einsparungen durch DüV) + NEC-Szenario
M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (Anteil des Anfalls insgesamt)	Szenario 3 (70 %)	Szenario 4 (63 %)	Szenario 1 (30 %)
M3: Ausbau des Ökolandbaus (Anteil an der LF)	Szenario 1 (20 %, einfaches Modell)	Szenario 4 (30 %, umfangreiches Modell)	Szenario 2 (20 %, umfangreiches Modell)

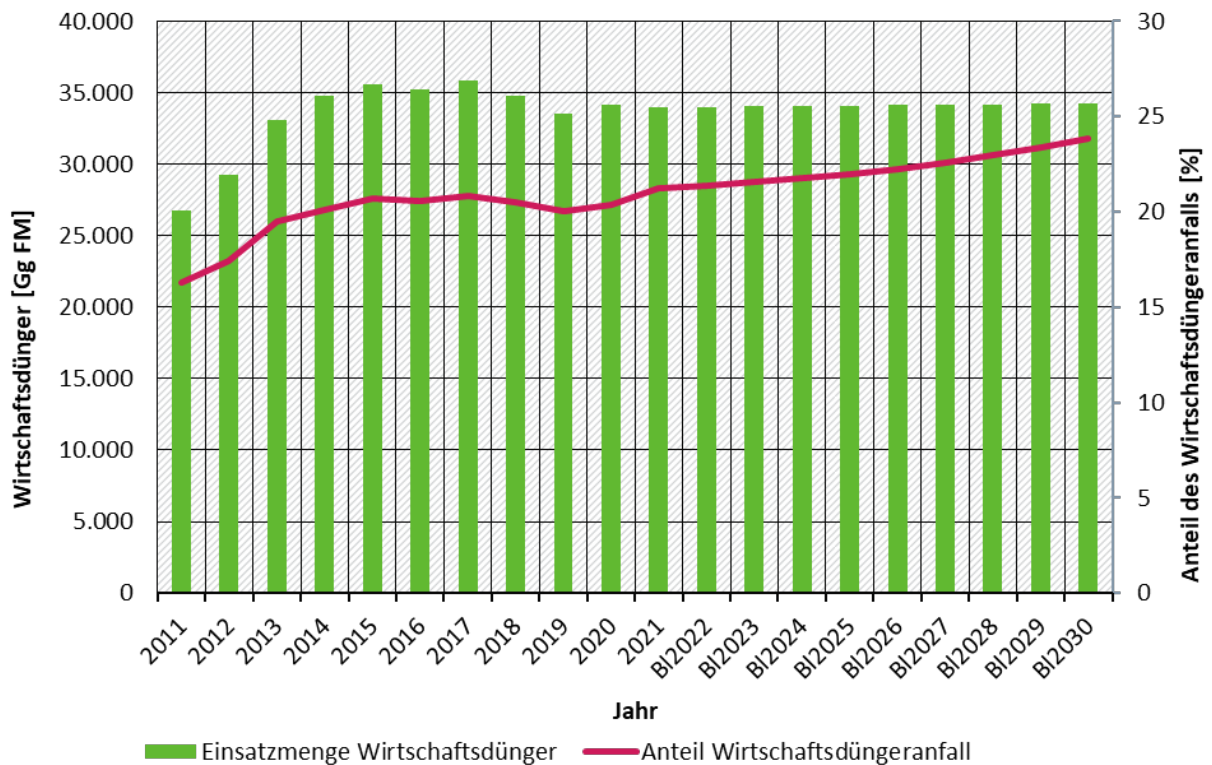
Die Maßnahmenwirkung des KSP wird in drei verschiedenen Kombinationen berechnet: In der Kombination „Aktuelles KSP“ werden die aktuellen Zielsetzungen des KSP und der Klimaschutzpolitik berechnet. In der zweiten Kombination „Maximale Wirkung“ werden für die drei untersuchten Klimaschutzmaßnahmen diejenigen Szenarien gewählt, die nach eigener Auswertung unter derzeitigen Voraussetzungen maximal möglich sind. Für die dritte Kombination „Realistische Annahmen“ werden Szenarien gewählt, die mit den derzeitigen politischen und technologischen Rahmenbedingungen für realistisch erreichbar gehalten werden.

Für die Maßnahme „M1 - Senkung N-Überschüsse“ wird in allen drei Kombinationen die Minderung durch die Senkung der N-Überschüsse berechnet. Für die Kombination „Aktuelles KSP“ wird die pauschale Senkung auf 70 kg N ha⁻¹ übernommen. Für die „maximale“ Kombination wird für M1 das Szenario 2 gewählt, in welchem die Senkung der N-Überschüsse durch geminderten Mineraldüngereinsatz auf Kreisebene nur in der Höhe möglich ist, in der Mineraldünger in den Kreisen mit N-Gesamtüberschüssen auch eingesetzt wird. In der „realistischen“ Kombination wird eine Minderung der Mineraldünger durch die DüV, in Anlehnung an die Ergebnisse von Häußermann et al. (in Vorbereitung), angesetzt.

Der Ausbau des Anteils des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, soll nach KSP auf 70 % aufgebaut werden. Dies wird in der Kombination „Aktuelles KSP“ übernommen. Nach Auswertung der maximalen Aufnahmekapazitäten wurde in diesem Projekt ein maximaler Anteil von 63 % ermittelt, der für die „maximale“ Kombination übernommen wird. Für die „realistische“ Kombination wird die Entwicklung seit 2011 bezüglich des Anteils des Wirtschaftsdüngeranfalls, der vergoren wird, und die Wirtschaftsdüngereinsatzmengen in Biogasanlagen betrachtet (berechnet auf Grundlage der Methodik in Kapitel 2.3.3, Abbildung 8). Seit 2011 ist der Anteil des Wirtschaftsdüngeranfalls, der in Biogasanlagen eingesetzt wird, von 16 % auf 21 % gestiegen. In den Baseline-Projektionen wird ein Anstieg bis 24 % angenommen. 2011 war der Wirtschaftsdüngereinsatz in Biogasanlagen bei 26 Tsd. Gg Frischmasse noch relativ gering und stieg bis 2017 kontinuierlich auf fast 36 Tsd.

Gg Frischmasse an (berechnet nach Rösemann et al. 2023). Seit 2015 ist die Einsatzmenge mit rund 34 Tsd. Gg Frischmasse nahezu konstant. Für die Projektionen bis 2030 wird ebenfalls eine Einsatzmenge von 34 Tsd. Gg Frischmasse Wirtschaftsdünger angenommen. Da der Gesamtanfall aufgrund des Rückgangs der Tierzahlen (vgl. Kap. 2.2) leicht abnimmt, nimmt der Anteil des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird, leicht zu. Für die „realistische“ Kombination wird auf Basis der nur geringfügigen Änderungen von 2011 bis 2021 angenommen, dass der Anteil auf 30 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers steigt.

Abbildung 8: Entwicklung der Einsatzmengen von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen sowie des Anteil des Wirtschaftsdüngereanfalls, der vergoren wird, von 2011 – 2021 sowie für die Projektionen ab 2022.



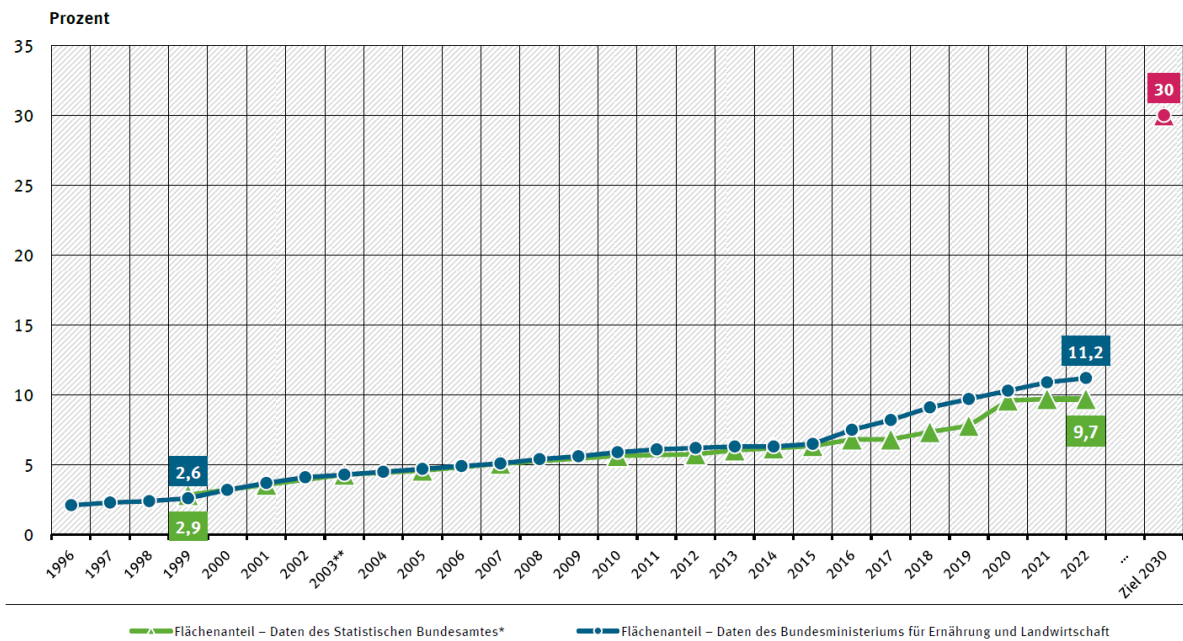
Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen) nach Rösemann et al. (2023).

Auch für den Ausbau des Ökolandbaus (Maßnahme M3) werden in den drei Kombinationen verschiedene Annahmen getroffen. Im Kontext mit dem KSP wird i.d.R. nur die Minderung des N-Mineraldüngereinsatzes durch die Erhöhung des Anteils ökologisch bewirtschafteter Flächen in die Emissionsminderungsberechnung einbezogen (bspw. Osterburg et al., 2019, Harthan et al., 2023), die Tierzahlen werden nicht angepasst. Für die Kombination „Aktuelles KSP“ wird daher dieser Ansatz übernommen. In der „maximalen“ Kombination wird hingegen die Ausweitung des Ökolandbaus mit dem in diesem Projekt entwickelten, umfangreicheren Ansatz (Kap. 2.3.4) berechnet. Die Zielvorgabe der Biostrategie (BMEL 2023a) von 30 % Flächenanteil wird als maximales Ziel gewählt.

Für die „realistische“ Kombination wird die tatsächliche Entwicklung des Flächenanteils betrachtet (UBA 2023a; Abbildung 9). Seit 1990 ist der Anteil bis 2022 kontinuierlich von 2,6 % auf 11,2 % nach BMEL bzw. von 2,9 % auf 9,7 % nach Statistischem Bundesamt angestiegen. In der Baseline-Projektion wird für 2030 ein Anteil von 14 % (vgl. Kap. 2.3.3) angenommen. Da das Wachstum bis 2022 relativ moderat war, wird für die „realistische“ Kombination ein Flächenanteil von 20 % angenommen, jedoch werden die THG-Emissionen mit dem gesplitteten, umfangreicheren Modell (Szenario 2 der Maßnahme M3) berechnet.

Abbildung 9: Entwicklung des Anteils von Ökolandbau an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (UBA, 2023).

Anteil des Ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche



* Die Daten des Statistischen Bundesamtes werden nur alle drei bis vier Jahre erhoben und für die Zwischenjahre ab 2012 geschätzt. Auf Bundesländerebene liegen die Werte nur für die erhobenen Jahre vor.

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

Quelle: UBA (2023a).

Um die Maßnahmen M3 („Ausbau des Ökolandbaus“) und M1 („Senkung der N-Überschüsse“) kombinieren zu können, muss die Mineraldüngereinsparung beider Maßnahmen kombiniert werden. In einem ersten Schritt wird die Mineraldüngung je Hektar Landwirtschaftsfläche für Maßnahme M1 berechnet. Die zusätzliche Mineraldüngereinsparung durch die Umstellung auf Ökolandbau wird aus der Mineraldüngung je Hektar multipliziert mit der Fläche, die von konventionell auf ökologischen Landbau wechselt, berechnet.

Kombinationen der zusätzlichen Maßnahmen

Zusätzlich zu den drei Kombinationen des KSP wird eine Kombination „Technische Maßnahmen“ aus den zusätzlichen Maßnahmen und einzelner KSP-Maßnahmen berechnet, die durch den Einsatz von chemischen Stoffen oder technischen Maßnahmen wie bspw. Gärrestaufbereitung THG-Emissionen mindern. Für diese Maßnahmen gilt: es wird kein Umbau des Tierbestands oder der Flächennutzung vorgenommen, es werden nur Maßnahmen kombiniert, die ohne strukturelle Änderungen umsetzbar sind, und es sollen effektive technische Maßnahmen kombiniert und deren Gesamtwirkung ermittelt werden. Tabelle 44 zeigt die ausgewählten Maßnahmen.

Tabelle 44: Ausgewählte Maßnahmen für die Kombination „Technische Maßnahmen“.

Wirkbereich	Kürzel	Beschreibung	Szenario
A) Düngung und Ackerbau	ZAf	Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	/
B) Biogas	ZBb2	Entfrachtung von Überschussregionen	Szenario 2: 30 % der anfallenden Gärreste in Überschussregionen werden aufbereitet und transportiert
B) Biogas	M2S4	Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung	Szenario 4: 63 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers wird vergoren
C) Stall und Wirtschaftsdüngerlager	ZCd2	Gülle-Ansäuerung im Stall	Szenario 2: max. 30 % der anfallenden Gülle wird angesäuert
D) Fütterung und Züchtung	ZDd	Futterzusätze	/

Für die Kombination der Maßnahme muss bedacht werden, dass aus technischen Gründen nicht alle kombinierbar sind. Bspw. wird durch die Ansäuerung im Stall (ZCd) die Methanbildung gemindert. Hierfür werden auch Güllezusätze wie Calciumcyanamid (ZCf) angewandt. Eine doppelte Minderung kann beispielsweise nicht angenommen werden, weshalb in dieser Kombination die Ansäuerung im Stall stellvertretend für die Minderung von Methanemissionen im Stall gewählt wurde. Auch die Kombination von Güllezusätzen bzw. Ansäuerung im Stall und Wirtschaftsdüngervergärung muss aufeinander abgestimmt werden: wenn der Wirtschaftsdünger behandelt wird, sodass kein Methan gebildet wird, dann kann dieser nicht in einer Biogasanlage eingesetzt werden. Daher wird für die Ansäuerung im Stall ein maximaler Anteil von 30 % gewählt, da 63 % des Wirtschaftsdüngers vergoren wird (M2) und in Überschussregionen durch Gärrestaufbereitung transportwürdig aufbereitet und in angrenzende Regionen ohne Überschüsse transportiert wird.

In einer weiteren Kombination, mit „Synergie-Maßnahmen“ bezeichnet, werden Maßnahmen kombiniert, von denen keine negativen Umweltwirkungen erwartet werden (Tabelle 45).

Tabelle 45: Ausgewählte Maßnahmen für die Kombination „Synergie-Maßnahmen“.

Wirkbereich	Kürzel	Beschreibung	Szenario
A) Düngung und Ackerbau	ZAd2	Anbau von Körnerleguminosen	Szenario 2: 50 % der Sojaimporte werden inländisch angebaut
B) Biogas	ZBa2	Vergärung von Neben-ernteerzeugnissen	Szenario 2: ¼ des anfallenden Stroh, ½ des anfallenden Zuckerrübenblatts
C) Stall und Wirtschaftsdüngerlager	ZCb	Emissionsoptimierter Offenstall	/
D) Fütterung und Züchtung	ZDb1	Förderung von Mehrnutzungsrindern	Szenario 1: 50 % der Milchkühe sind Mehrnutzungsrasen; die Anzahl von Fleischerindern wird angepasst
E) Strukturelle Maßnahmen	ZEb	Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha ⁻¹	/

Für die Berechnung dieser Maßnahmenkombination werden gegenüber den Szenarien folgende Anpassungen notwendig:

- Anfall von Stroh: Durch den Anbau von Leguminosen wird weniger Getreide angebaut, folglich sinkt auch der Strohanfall.
- Durch die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV je Hektar werden die Tierzahlen reduziert, ebenso für den Umbau der Rinderbestände durch die Förderung von Mehrnutzungsrindern. Es wird jeweils die niedrigere Tierzahl übernommen. Der Anspruch der Maßnahme „Förderung der Mehrnutzungsrinder“, die produzierte Milch- und Fleischmenge konstant zu halten, kann in diesem Fall nicht beibehalten werden. Da durch die Begrenzung der Viehbesatzdichte die Tierzahlen stärker sinken, geht die Milchleistung um 5,9 % und die Fleischproduktion um 12 % in dieser Kombination zurück.

Die restlichen Anpassungen können jeweils aus den Szenarien übernommen werden.

Gesamtkombinationen aller effektiven Maßnahmen

In den beiden letzten Kombinationen "E-MoLL Maximum" und "E-MoLL Realistisch" werden die Maßnahmen der KSP-Kombinationen und der beiden Kombinationen „technische Maßnahmen“ und „Synergie-Maßnahmen“ kombiniert, um eine Gesamtminderung aller effektiven, in diesem Projekt untersuchten Maßnahmen zu ermitteln. Die beiden Gesamtkombinationen in Tabelle 46 unterscheiden sich dahingehend, welche Umsetzungsgrade der Maßnahmen angenommen werden. In „E-MoLL Maximum“ wird die aus derzeitiger Sicht maximal erreichbare THG-Gesamtminderung berechnet, d.h. die höchstmöglichen Umsetzungsgrade werden angesetzt. In „E-MoLL Realistisch“ werden für diese Maßnahmen die aus derzeitiger Sicht realistisch erreichbaren Szenarien der jeweiligen Maßnahmen miteinander kombiniert.

Für „E-MoLL Maximum“ werden die Annahmen aus der KSP-Kombination „Maximale Wirkung“, für „E-MoLL Realistisch“ die Annahmen aus der KSP-Kombination „Realistische Annahmen“ übernommen (Tabelle 43).

Aus der Kombination „technische Maßnahmen“ entfällt die Entfrachtung von Überschussregionen (ZBb). Wenn mit M1 auf Kreisebene die N-Überschüsse durch Mineraldüngereinsparungen bereits unter 70 kg N ha^{-1} gesenkt werden – wie in „E-MoLL Maximum“ angenommen –, dann sind keine Überschussregionen mehr vorhanden, aus denen Wirtschaftsdünger aufbereitet und in andere Regionen transportiert werden müssten. Die Entfrachtung kann aber ein Instrument sein, um die Ziele von M1 zu erreichen. Gärrestaufbereitungsanlagen sind derzeit wenig verbreitet. Nach den Analysen von Roth et al. (2021) können Gärrestaufbereitungsanlagen zwar teilweise wirtschaftlich betrieben werden, jedoch nur bei längeren Transportwegen. Insgesamt beeinflussen eine Vielzahl von Faktoren die Wirtschaftlichkeit von Gärrestaufbereitungsanlagen, wie bspw. Anlagengröße, Aufbereitungstechnik, Wärmeverfügbarkeit oder auch die Vermarktung (Roth et al. 2021). Aus den Auswertungen von Roth et al. (2021) wird geschlussfolgert, dass Gärrestaufbereitung nach derzeitigem Kenntnisstand zwar eine wirksame Methode ist, um Nährstoffe in Überschussregionen in eine transportwürdigere Form zu überführen, gegen eine flächendeckende Umsetzung würde derzeit jedoch die fehlende Wirtschaftlichkeit sprechen, welche nicht für alle Anlagentypen sowie Regionen gegeben ist. Daher ist die Entfrachtung von Überschussregionen ebenfalls nicht Teil von „E-MoLL Realistisch“.

Aus der Kombination „Synergie-Maßnahmen“ wird die Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa) aufgrund der geringen Wirksamkeit (vgl. Kap. 2.5.4) nicht in die Gesamtkombinationen aufgenommen.

Die Zugabe von Nitrifikations-Hemmstoffen wird in „E-MoLL Realistisch“ bei 20 % der Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Gärreste angenommen. 2020 wurden in Westeuropa 14 % aller reinen N-Dünger und 12 % der reinen N-Dünger und Mehrnährstoffdünger mit Zusatz

von Urease- und / oder Nitrifikationshemmer verkauft (IFA 2023 zitiert nach Biewald et al. 2025). Zudem ist der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen schon in einzelnen Bundesländern Bestandteil des Landesrechts, bspw. ist in Baden-Württemberg für Zone 2 und 3 der Wasserschutzgebiete, die als Problem- und Sanierungsgebiete klassifiziert sind. Eine höhere N-Düngung mit Wirtschaftsdünger für Mais bei zusätzlicher Anwendung von Nitrifikations-Hemmstoffen ist hier erlaubt (LTZ 2021). Daher kann von einer realistischen Marktdurchdringung von 20 % bis 2030 ausgegangen werden. Für „E-MoLL Maximum“ wird der Anteil von 50 % der Düngemittel angesetzt, da zudem der Ausbau des Ökolandbaus auf 30 % Flächenanteil modelliert wird, in welchem der Einsatz von chemisch-synthetischen Düngemitteln und –zusätzen nicht erlaubt ist.

Tabelle 46: Ausgewählte Szenarien (Werte) der Maßnahmen M1 bis M3 des KSP sowie weiterer Maßnahmen für die Berechnung der Gesamtwirkung aller effektiven Maßnahmen.

Maßnahme	Gewählter Wert in der Berechnung der Gesamtkombinationen	
	„E-MoLL Maximum“	„E-MoLL Realistisch“
M1: Senkung der N-Überschüsse	Szenario 2 (Einsparungen aus Kreisebene) + NEC-Szenario	Szenario 3 (Einsparungen durch DüV) + NEC-Szenario
M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (Anteil des Anfalls insgesamt)	Szenario 4 (63 %)	Szenario 1 (30 %)
M3: Ausbau des Ökolandbaus (Anteil an der LF)	Szenario 4 (30 %, umfangreiches Modell)	Szenario 2 (20 %, umfangreiches Modell)
ZAf: Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	Zugabe bei 50 % der Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Gärreste	Zugabe bei 20 % der Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Gärreste
ZAd: Anbau von Körnerleguminosen	Szenario 1 (100 % der Sojaimporte werden inländisch angebaut)	Szenario 2 (50 % der Sojaimporte werden inländisch angebaut)
ZCb: Emissionsoptimierter Offenstall	Nur 1 Szenario	Nur 1 Szenario
ZCd: Gülle-Ansäuerung im Stall	Szenario 2 (max. 30 % der anfallenden Gülle wird angesäuert)	Nicht enthalten
ZDb: Förderung von Mehrnutzungsrindern	Szenario 1: 50 % der Milchkühe sind Mehrnutzungsrasen; die Anzahl von Fleischrindern wird angepasst	Szenario 1: 50 % der Milchkühe sind Mehrnutzungsrasen; die Anzahl von Fleischrindern wird angepasst
ZDd: Futterzusätze	Zugabe bei 50 % der Milchkühe	Zugabe bei 30 % der Milchkühe
ZEb: Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha ⁻¹	Nur 1 Szenario	Nur 1 Szenario

Beim Anbau von Körnerleguminosen am Beispiel von Soja wird für „E-MoLL Realistisch“ das Szenario dem geringeren Flächenanteil (Szenario 2, 50 % der Sojaimporte) und für „E-MoLL Maximum“ das Szenario mit dem höheren Flächenanteil (Szenario 1, 100 % der Sojaimporte) verwendet. Die Gülle-Ansäuerung (ZCd) wird in „E-MoLL Realistisch“ nicht berücksichtigt, da

die Vorgaben zum Umgang mit der im Stall angesäuerten Gülle nach AwSV, Fassung vom 18. April 2017, derzeit keine flächendeckende Umsetzung der Ansäuerung im Stall in der Praxis vermuten lassen. Weitere Unterschiede zwischen den beiden Gesamtkombinationen bestehen in dem Anteil der Milchkühe, bei denen der Methanogenese-hemmende Futterzusatz 3-NOP (ZDd) eingesetzt wird. Da der Zusatz bei jeder Fütterung zugegeben werden muss, ist eine Zugabe bei Weidehaltung praxisfern. Zudem ist im Ökolandbau der Einsatz von 3-NOP nicht erlaubt. Daher wird in „E-MoLL Maximum“ mit einer Zugabe bei 50 % aller Milchkühe gerechnet. Bei „E-MoLL Realistisch“ wird nur bei 20 % aller Milchkühe eine Zugabe von 3-NOP angenommen. Der Zusatzstoff ist zwar erst kürzlich zugelassen worden, die Initiativen einiger Molkereien (bspw. FrieslandCampia, Arla, Fonterra, Bel-Groupe) weisen allerdings auf ein großes Interesse der Molkereien an Futterzusätzen hin. Dies ist vermutlich auch darauf zurückzuführen, dass die THG-Emissionen, die durch die Milchproduktion im landwirtschaftlichen Betrieb entstehen, zum Scope 3¹¹ von Molkereien gehören. Folglich ist die Klimawirkung der Milchbetriebe Teil der Nachhaltigkeitsberichterstattung der Molkereien (CSR-Richtlinie (2022/2464/EU), 1. Fassung). In einer von Arla Foods Germany GmbH beauftragten Studie (Nilsson et al. 2022) verursachen die Milchbetriebe mit 80 % den größten Teil des CO₂-Fußabdrucks der Milch, folglich besteht insbesondere bei der Milchproduktion auf dem landwirtschaftlichen Betrieben ein erhebliches THG-Minderungspotenzial. Daher wird eine Zunahme von Futterzusätzen bei 20 % der Milchkühe bis 2030 durchaus als realistisch angesehen.

Bei den anderen drei Maßnahmen werden keine Unterschiede zwischen den beiden Gesamtkombinationen angenommen. In beiden Kombinationen wird bei 25 % der Milchkühe und Mastschweine ein emissionsoptimierter Offenstall (ZCb), ein Anteil von Mehrnutzungsrindern von 50 % (ZDb) sowie eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹ (ZEb) berechnet.

Für die Berechnungen der Gesamtwirkungen werden die Überlagerungseffekte herausgerechnet:

- ▶ **Flächennutzung:** Die Flächen werden aus den jeweiligen Szenarien von M3 für ökologischen und konventionellen Landbau übernommen. Anschließend werden die Flächen für Sojaanbau (ZAd) nach relativen Anteilen auf ökologischen und konventionellen Landbau verteilt.
- ▶ **Tierzahlen:** Die Tierzahlen im Ökolandbau werden aus den jeweiligen Szenarien von M3 übernommen. Die Anzahl der Tiere im konventionellen Landbau berechnet sich aus den maximalen Tierzahlen nach der Maßnahme „Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹“ (ZEb) bzw. „Förderung von Mehrnutzungsrinder“ (ZDb) abzüglich der ökologisch gehaltenen Tiere.
- ▶ **Mineraldünger:** Die Einsparungen von Mineraldünger wird für die KSP-Maßnahmen, wie am Anfang dieses Kapitels 2.3.6 beschrieben, herausgerechnet. Zusätzlich entsteht durch den Anbau von Soja (ZAd) ein verminderter Mineraldüngerbedarf. Die Mineraldüngereinsparungen werden jedoch nur für die konventionell bewirtschafteten Flächen berechnet.

¹¹ Scope 1 sind direkte Emissionen; Scope 2 sind Emissionen aus dem Energieverbrauch; Scope 3 sind indirekte Emissionen in der Wertschöpfungskette ((Umweltbundesamt (UBA); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) 2021).

2.4 Modellvalidierung im Sektor Landwirtschaft

2.4.1 Vergleich der Ergebnisse für die IST-Situation

Mit dem Modell EMMA-L-NC werden die THG-Emissionen auf Bundesebene für das Berichtsjahr 2021 (IST-Situation) berechnet und mit den Ergebnissen aus dem RMD 2023 (Rösemann et al. 2023) für die einzelnen Quellbereiche und Treibhausgase verglichen. Insgesamt weicht die Gesamtemission nach eigener Berechnung um -0,95 % vom Ergebnis der Submission 2023 ab (Tabelle 47). Für die einzelnen Quellbereiche tritt als größte relative Abweichung 1,83 % bei der Methanfreisetzung aus dem Wirtschaftsdüngermanagement auf. Die anderen Quellbereiche liegen für 2021 unterhalb einer Abweichung von $\pm 1,1$ %.

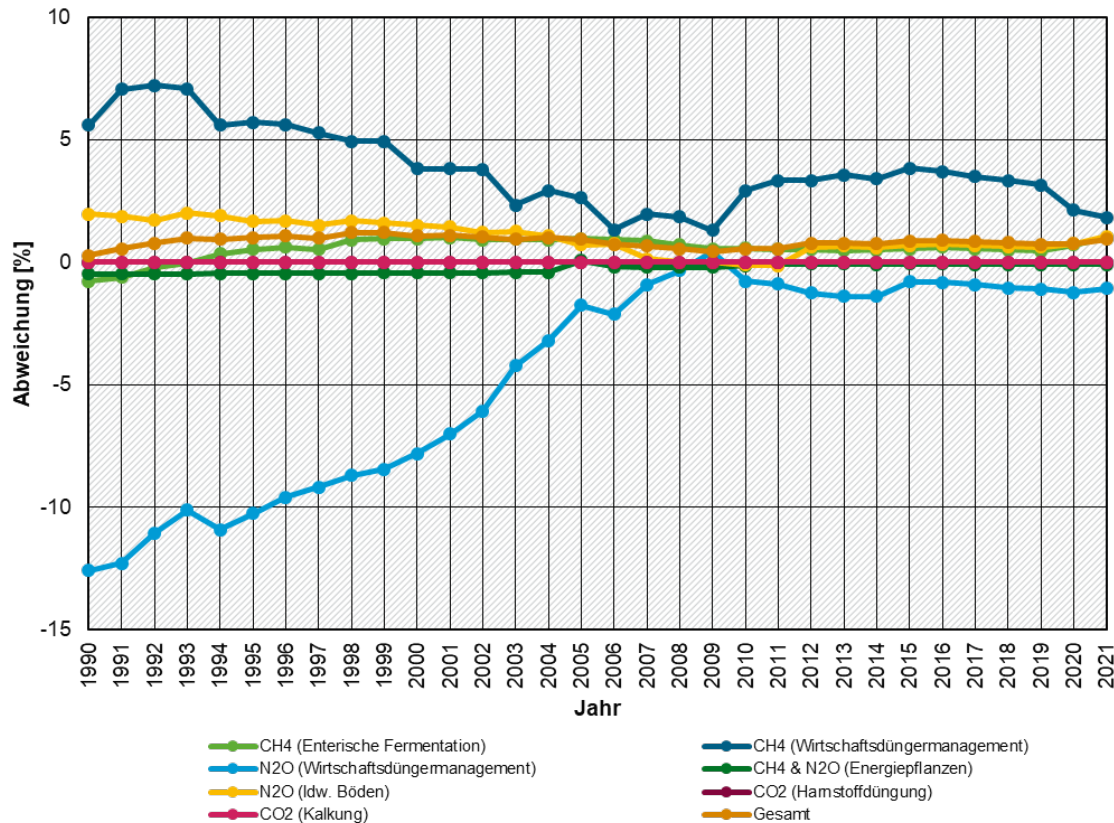
Tabelle 47: Vergleich der Ergebnisse zur THG-Emission aus der Landwirtschaft nach Berechnung mit dem Modell EMMA-L-NC mit den Ergebnissen des RMD 2023 für das Berichtsjahr 2021.

THG / Quellbereich		EMMA-L-NC Berechnung [Mio. t CO ₂ - Äq.]	RMD 2023 [Mio. t CO ₂ - Äq.]	Abweichung relativ	Abweichung absolut [Mio. t CO ₂ - Äq.]
CH ₄	Enterische Verdauung	25,88	26,14	1,00 %	0,26
CH ₄	Wirtschaftsdüngermanagement	6,76	6,88	1,83 %	0,08
N ₂ O	Wirtschaftsdüngermanagement	2,40	2,37	-1,08 %	-0,03
CH ₄ + N ₂ O	Energiepflanzen	1,73	1,73	-0,08 %	-0,01
N ₂ O	Landwirtschaftliche Böden	16,45	16,62	1,05 %	0,17
CO ₂	Kalkung	2,19	2,19	0 %	0
CO ₂	Harnstoffdüngung	0,40	0,40	0 %	0
Gesamt		55,80	56,37	-0,95 %	0,53

Quellen: Eigene Ergebnisse mit Modell EMMA-L-NC berechnet; RMD 2023 nach Rösemann et al. (2023).

Im Quellbereich Wirtschaftsdüngermanagement sind die Abweichungen zum RMD 2023 noch vergleichsweise hoch (Abbildung 10). Um die Wirkung der Maßnahmen bestmöglich abzubilden, sollten die Abweichungen nicht nur bei den Gesamtemissionen, sondern auch in den einzelnen Quellbereichen minimal sein. Die Abweichungen bestehen vor allem bei den Tierkategorien Rinder, Schweine und Geflügel im Quellbereich Wirtschaftsdüngermanagement (Methan und Lachgas). Die größte Abweichung der eigenen Ergebnisse zum RMD 2023 von -12,6 % besteht für Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement im Jahr 1990. In den anderen Quellbereichen beträgt auch für die Rückrechnung bis 1990 die Abweichung zum RMD 2023 ± 2 % und liegt ab 2010 unter $\pm 1,5$ %.

Abbildung 10: Abweichungen der eigenen Ergebnisse mit dem Modell EMMA-L-NC nach Quellbereichen gegenüber dem RMD 2023 von 1990 bis 2021.



Quellen: Eigene Darstellung (Uni Gießen) berechnet nach RMD 2023 nach Rösemann et al. (2023).

EMMa-L-NC eignet sich nach Auffassung der Autor*innen aufgrund der geringen Abweichungen von unter 1 % insgesamt gesehen sehr gut, um die Wirkung von Maßnahmen zur Verminderung der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft abzubilden. Eine Ursache für die noch auftretenden Abweichungen liegt darin, dass im RMD 2023 die Aktivitätsdaten auf Kreisebene vorliegen und auch die THG-Emissionen auf Kreisebene berechnet werden und für den NID dann auf Bundesebene aggregiert werden. Diese kreisbezogenen Daten sind teilweise nicht zugänglich (wie bspw. WD-Lagerungstechniken), daher kann in EMMa-L-NC die Berechnung nur auf Bundesebene (bzw. für Bundesländer) vorgenommen werden. Die Datengrundlage in EMMa-L-NC wird kontinuierlich geprüft und erweitert, um die Unterschiede noch weiter zu verringern.

2.4.2 Vergleich der Ergebnisse der Emissionsprojektionen

Für die Bewertung der Wirksamkeit der Minderungsmaßnahmen werden Projektionen bis 2030 in 1-Jahres- und ab 2030 in 5-Jahres-Schritten berechnet. In Tabelle 48 sind die Ergebnisse der Projektionsberechnungen für 2025 und 2030 dargestellt. In den Projektionen sind bereits die veränderten Anforderungen an die Wirtschaftsdüngerausbringung (Einarbeitung sowie Ausbringungstechnik) und die Harnstoffausbringung (nur mit Urease-Inhibitor) nach Düngeverordnung 2020 berücksichtigt; andere Klimaschutzmaßnahmen sind nicht integriert. Die Neuerungen des RMD 2023 sind vollständig übernommen worden – inklusive der neuen, regionalisierten Lachgasemissionsfaktoren für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten, Klärschlamm und Mineraldünger sowie für die Lachgasemissionen aus Ernterückständen. Hierfür werden die implizierten Emissionsfaktoren auf Bundesland- und Bundesebene für die Zeitspanne 1990 bis 2020 aus dem Tabellenanhang des RMD 2023 übernommen.

Tabelle 48: THG-Emissionen der Landwirtschaft nach Berechnung mit EMMA-L-NC für die IST-Situation (2020) und die Projektionen für 2025 und 2030 und Vergleich mit RMD 2023.

THG / Quellgruppe		IST-Situation 2021 [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Projektion 2025 [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Projektion 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]
CH ₄	Enterische Verdauung	25,88	25,71	24,73
CH ₄	Wirtschaftsdüngermanagement	6,76	6,51	5,92
N ₂ O	Wirtschaftsdüngermanagement	2,40	2,35	2,22
CH ₄ + N ₂ O	Energiepflanzen	1,73	1,57	1,43
N ₂ O	Landwirtschaftliche Böden	16,45	16,70	16,33
CO ₂	Kalkung	2,19	2,21	2,21
CO ₂	Harnstoffdüngung	0,40	0,45	0,45
Gesamt		55,80	55,52	53,30

zum Vergleich: THG-Emissionen nach RMD 2023 (Rösemann et al. 2023) und RMD 2022 (Vos et al. 2022)

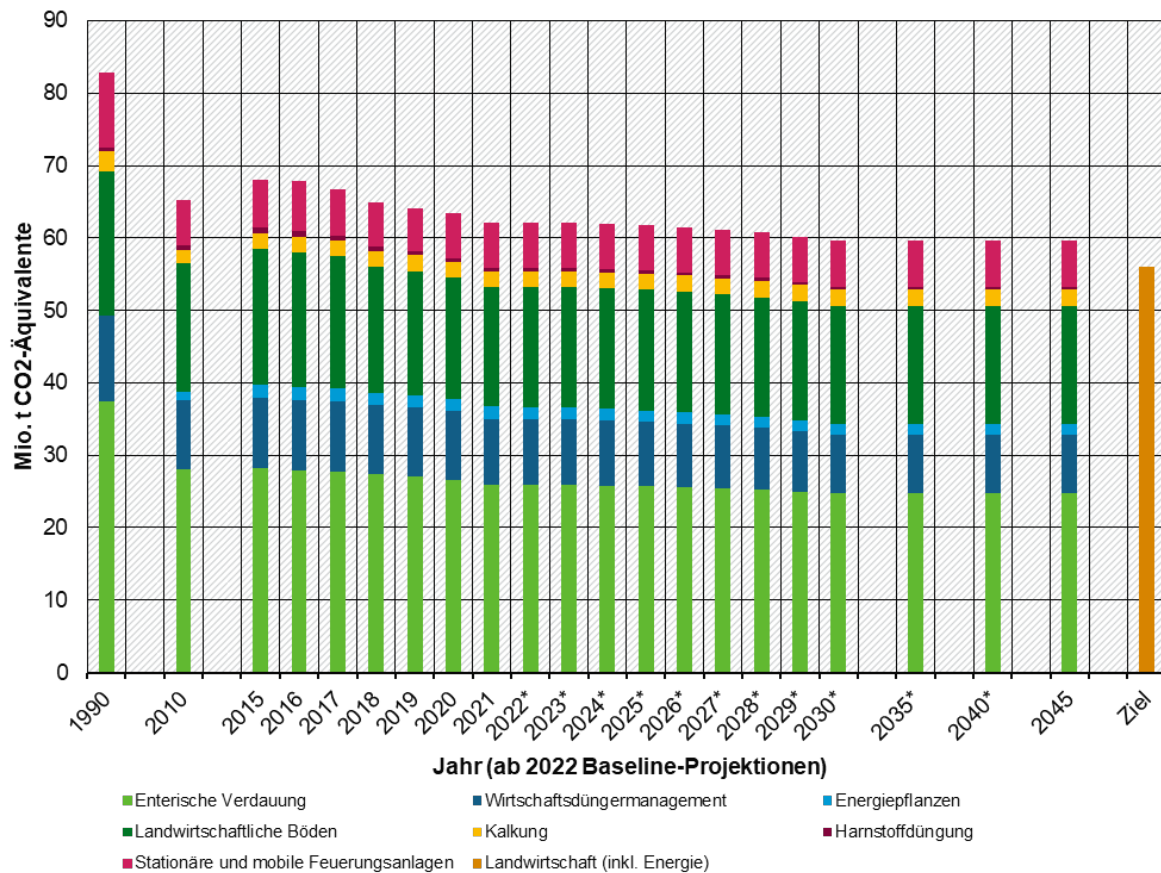
Gesamt	56,33	58,34¹	57,49¹
---------------	--------------	--------------------------	--------------------------

¹ Anmerkung: Im Projektionsbericht (Harthan et al. 2023) werden keine Projektionen ohne Maßnahmenumsetzung dargestellt, so dass ein direkter Vergleich mit den hier vorgestellten Ergebnissen nicht möglich ist.

Ohne Minderungsmaßnahmen sinken die Gesamtemissionen für den Sektor Landwirtschaft (ohne stationäre und mobile Verbrennungsanlagen) bis 2030 um rund 2,5 Mio. t CO₂-Äq. Nur im Bereich Kalkung und Harnstoffdüngung steigen die THG-Emissionen geringfügig an (ca. 0,05 Mio. t CO₂-Äq.). Dies liegt zum einen daran, dass die Tierzahlen z.T. stark abnehmen, insbesondere der Bestand an Milchkühen, nur die Geflügelhaltung nimmt leicht zu. Die THG-Emissionen aus der Harnstoffdüngung sowie aus landwirtschaftlichen Böden nehmen zu, da von einer Zunahme des Mineraldüngereinsatzes (Kap. 2.2.1) ausgegangen wird.

In Abbildung 11 sind die Entwicklung der THG-Emissionen seit 1990 bis 2021 nach Berechnung mit EMMA-L-NC sowie die prognostizierten THG-Emissionen gemäß Baseline-Projektionen bis 2045 dargestellt, einschließlich des Teilbereichs „stationäre und mobile Feuerungsanlagen“. In Ermangelung von Emissionsprojektionen wird für diesen Teilbereich angenommen, dass die Emissionen ab 2021 konstant bleiben.

Abbildung 11: THG-Emissionen für den Sektor Landwirtschaft und den Quellbereich stationäre und mobile Feuerungsanlagen für 1990, 2010 bis 2020 und Projektionen ab 2021 nach Quellbereichen.



Quelle: eigene Berechnung mit EMMA-L-NC; die THG-Emissionen für den Bereich „stationäre und mobile Feuerungsanlagen“ sind bis 2020 aus UBA (2022b); der Wert für 2020 wird für die Baseline-Projektionen übernommen.

2.4.3 Vergleich der Ergebnisse des Modells für den Ökolandbau

Die Ergebnisse des Modells EMMA-L-NC werden mit den Ergebnissen des nach ökologischem und konventionellem Landbau gesplitteten Modells verglichen. Tabelle 49 zeigt, dass die mit beiden Modellen berechneten THG-Emissionen nur wenig voneinander abweichen. Die Ergebnisse des Modells mit Ökolandbau weichen für die einzelnen Quellbereiche um max. 9,06 % von denen des Standardmodells ab; insgesamt beträgt der Unterschied nur 2,78 %. Das bedeutet, dass das gesplittete Modell für den Ökolandbau gut geeignet ist, die Veränderung der Emissionen bei Zunahme des Ökolandbaus abzubilden (Maßnahme M3, Kap. 2.3.3).

Tabelle 49: Vergleich der THG-Emissionsergebnisse des Standardmodells EMMal-L-NC mit dem nach konventionellem und Ökolandbau gesplitteten Modell für das Berichtsjahr 2021.

THG / Quellbereich		Standard-Modell [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Gesplittetes Modell [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Abweichung	
				relativ [%]	absolut [Mio. t CO ₂ -Äq.]
CH ₄	Enterische Verdauung	25,88	25,87	-0,04 %	-0,01
CH ₄	Wirtschaftsdüngermanagement	6,76	6,99	3,39 %	0,23
N ₂ O	Wirtschaftsdüngermanagement	2,40	2,24	-6,61 %	-0,16
CH ₄ + N ₂ O	Energiepflanzen	1,73	1,73	0,0 %	0,0
N ₂ O	Landwirtschaftliche Böden	16,45	17,94	9,06 %	1,49
CO ₂	Kalkung	2,19	2,19	0 %	0
CO ₂	Harnstoffdüngung	0,40	0,40	0 %	0
Gesamt		55,80	57,35	2,78 %	1,55

Die Annahmen für die Projektionen führen zu leicht höheren Abweichungen bei den Baseline-Projektionen. Für die Baseline-Projektion 2030 weichen die THG-Emissionen des gesplitteten Modells um max. 10,06 % vom Standardmodell ab. Auch der berechnete Gesamt-THG-Ausstoß ist im Ökolandbau-Modell mit einer Abweichung von 4,48 % höher als in der Baseline-Projektion 2030. Bei der Bewertung der Minderungswirkung wird für die mit dem gesplitteten Modell berechneten Maßnahmen als Referenz die Baseline-Projektion des gesplitteten Modells genutzt. Für die Bewertung der Minderungswirkung dieser Maßnahmen gegenüber der Wirksamkeit anderer Maßnahmen werden die Abweichung von 4,48 % sowie die unterschiedlichen Änderungen der Quellbereiche berücksichtigt.

2.5 Ergebnisse der Minderungswirkung der Klimaschutzmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft

2.5.1 Ergebnisse M1: Senkung der N-Überschüsse

Die Ergebnisse der Szenarien-Berechnung der Maßnahme M1 zeigen eine Spannweite von 423 Gg N im Szenario 1 bis 130 Gg N Mineraldüngereinsparung im Szenario 3 gegenüber der Baseline-Projektion 2030 (Tabelle 50). Der THG-Emissionsminderungseffekt weist dadurch mit 1,7 Mio. t CO₂-Äq. (Szenario 2) bis 0,5 Mio. t CO₂-Äq. (Szenario 3) ebenfalls eine relativ große Spannbreite auf.

Tabelle 50: Minderung der THG-Emissionen (in Mio. t CO₂-Äq.) und N-Mineraldüngung in den vier Szenarien der Maßnahme M1 "Senkung der N-Überschüsse".

Szenario	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4 ¹
N-Einsparung [Gg N]	423	380	130	/
THG-Minderung [Mio. t CO ₂ -Äq.]	1,72	1,54	0,53	/

¹ Für Szenario 4 kann keine Minderung abgeschätzt werden, da kein Entwurf einer Neufassung der Stoffstrombilanzverordnung vorliegt (s. Kap. 2.3.2).

Wird die Mineraldüngerzugabe pauschal in jedem Kreis gemindert, wie in Szenario 1 angenommen, werden in 163 der 401 Kreise die Mineraldüngergaben gemindert. Dies erfolgt bei pauschaler Minderung auch in Kreisen, in denen die Gesamtüberschüsse gar nicht überschritten werden. Die Mineraldüngereinsparungen, die pauschal auf jeden Kreis gleichermaßen verteilt wurden, übersteigen jedoch in keinem Kreis die Einsatzmengen an Mineraldünger. Dennoch bedeutet dies, dass mit der Minderung um 30,1 % in 163 Kreisen die N-Einträge so stark sinken, dass Ertragseinbußen nicht auszuschließen sind. Werden wie in Szenario 2 die Überschüsse nur in Kreisen mit N-Gesamtüberschüssen über 70 kg N ha⁻¹ je Kreis gemindert, sind die potenziellen N-Mineraldüngereinsparungen und das Emissionsminderungspotenzial etwa um 10 % geringer. Jedoch zeigt das Ergebnis des Szenario 3, dass allein durch die Umsetzung der DüV die Mineraldüngereinsparungen wesentlich geringer ausfallen als im KSP (vgl. Annahmen Szenario 1) angenommen wird.

Durch das NEC-Szenario werden 0,5 Mio. t CO₂-Äq. eingespart. Das Einzelszenario WM wirkt kaum auf THG-Emissionen (Steigerung um 0,02 Mio. t CO₂-Äq. ggü. der Baseline 2030). Das WAM-Szenario hat ein Minderungspotenzial von 4,1 Mio. t CO₂-Äq., welches hauptsächlich durch die Zunahme der Güllevergärung entsteht.

2.5.2 Ergebnisse M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung

Die Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (M2) hat ein großes Minderungspotenzial von bis zu 4,2 Mio. t CO₂-Äq. Einsparungen im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 (Tabelle 51). Das Minderungspotenzial hängt hierbei von der Höhe der Wirtschaftsdüngervergärung ab und steigt mit zunehmendem Anteil. Wird zusätzlich eine 100 % gasdichte Gärrestlagerung angenommen, sinken die THG-Emissionen um bis zu 5,0 Mio. t CO₂-Äq. im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030.

Tabelle 51: Minderung der THG-Emissionen [Mio. t CO₂-Äq.] in den vier Szenarien der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung".

Szenario	Szenario 1 (30 %) ¹	Szenario 2 (50 %)	Szenario 3 (70 %)	Szenario 4 (63 %)
Nur Wirtschaftsdüngervergärung [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,6	2,4	4,4	3,5
Zusätzlich mit gasdichter Lagerung [Mio. t CO ₂ -Äq.]	1,1	3,1	5,0	4,3

¹ Anteil Wirtschaftsdüngervergärung; Szenarien s. Tabelle 12.

Bei Betrachtung der einzelnen Quellbereiche, in denen bei dieser Maßnahme unter den getroffenen Annahmen THG-Emissionen gemindert werden, fällt auf, dass das höchste Einsparpotenzial im Quellbereich Wirtschaftsdüngermanagement liegt (Tabelle 52). In Szenario 3 (Vergärung von 70 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers) werden die THG-Emissionen in diesem Quellbereich um 53 % gemindert, was 4,4 Mio. t CO₂-Äq. entspricht. Die Minderung entsteht, da durch die Vergärung weniger Emissionen bei der WD-Lagerung entstehen und weiterhin durch die gasdichten Gärrestlager bei der Gärrestlagerung weniger THG-Emissionen freigesetzt werden. Durch Energiepflanzen werden etwa 50 % weniger Treibhausgase freigesetzt, dies entspricht einem Minderungspotenzial von 0,7 Mio. t CO₂-Äq. Dieses Minderungspotenzial ist auf den geringeren Energiepflanzeneinsatz und auf die gasdichten Gärrestlager zurückzuführen. Im Quellbereich landwirtschaftliche Böden ist das Einsparpotenzial sowohl absolut als auch relativ betrachtet am geringsten.

Tabelle 52: THG-Minderungspotenzial im Szenario 3 (70 % Wirtschaftsdüngervergärung) der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung" nach Quellbereichen.

Quellbereich	Baseline-Projektion 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Maßnahme M2 Szenario 3 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Einsparung	
			absolut [Mio. t CO ₂ -Äq.]	relativ [%]
Wirtschaftsdüngermanagement	8,3	3,9	-4,4	52,8 %
Energiepflanzen	1,3	0,7	-0,7	50,4 %
Landwirtschaftliche Böden	16,6	16,3	-0,01	< 0,1 %

Die Maßnahme M2 wirkt insbesondere auf Methanemissionen mindernd, aber auch auf Lachgasemissionen. Die Gesamtlachgasemissionen werden bei dieser Maßnahme in Szenario 3 von 18,7 Mio. t CO₂-Äq. in der Baseline-Projektion 2030 auf 17,5 Mio. t CO₂-Äq. reduziert und sinken damit um 1,2 Mio. t CO₂-Äq. Die Methanemissionen sinken hingegen im Szenario 3 noch stärker, von insgesamt 31,9 Mio. t CO₂-Äq. (Baseline-Projektion 2030) um 3,8 Mio. t CO₂-Äq. auf 28,1 Mio. t CO₂-Äq. Die CO₂-Emissionen bleiben unverändert.

2.5.3 Ergebnisse M3: Ausweitung des Ökolandbaus

Mit der Ausweitung des Ökolandbaus auf 20 % - in einem einfachen Berechnungsmodell, das nur die Einsparungen durch verminderten Mineraldüngereinsatz berücksichtigt - werden THG-Einsparungen von bis zu 0,8 Mio. t CO₂-Äq. im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 erreicht.

Das Ergebnis der Szenarien-Berechnung zeigt ein großes Einsparpotenzial bei allen drei Maßnahmen (Tabelle 53). Wird nur die Minderung der Mineraldüngerausbringung betrachtet (Szenario 1), sind die THG-Einsparungen gegenüber der Baseline-Projektion am geringsten mit 0,8 Mio. t CO₂-Äq. Mit dem umfangreicheren gesplitteten Modell werden THG-Minderungen von 1,6 bis 4,5 Mio. t CO₂-Äq. berechnet.

Tabelle 53: THG-Emissionsminderungspotenzial der Szenarien zum Ausbau des Ökolandbaus.

Maßnahme(Modell)	Anteil Ökolandbau an der gesamten LF [%]	Einsparung im Vergleich zu 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]
Szenario 1 (Einfaches Modell)	20	0,8
Szenario 2 (Gesplittetes Modell)	20	1,6
Szenario 3 (Gesplittetes Modell)	25	3,1
Szenario 4 (Gesplittetes Modell)	30	4,6

Die Veränderung der Erträge führt bei der Sensitivitätsanalyse für die Baseline-Projektion 2030, d.h. ohne Zunahme des Ökolandbauanteils, im neuen (gesplitteten) Modell zu einer Abweichung von +1,32 % bei Annahme gleicher Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau. Bei Annahme eines um 80 % geminderten Ertrags im Ökolandbau gegenüber dem konventionellen Landbau (Tabelle 54) beträgt die Abweichung -2,11 %. Wird die gleiche Milchleistung im Ökolandbau wie im konventionellen Landbau angenommen, sind die THG-Emissionen um 3,69 % höher als im Standard-Ökolandbaumodell mit einer um

19,1 % geminderter Milchleistung (Kap. 2.3.4.1). Bei einer um 30 % reduzierten Milchleistung im ökologischen Landbau sinken die THG-Emissionen um -1,85 %.

Weiterhin wird auch der Einfluss der Milchkühfütterung in einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Im Ökolandbaumodell werden für die Milchkühe nur Futterrationen auf Grassilage-Basis (nach DLG 2014) berücksichtigt. Im Vergleich dazu wird in der Sensitivitätsanalyse die gleichen Fütterungsannahmen wie bei konventioneller Haltung bzw. bei RMD 2023 getroffen. Die Gesamtemissionen weichen um -0,79 % von dem Standardmodell ab. Die Methanemissionen aus der enterischen Fermentation sinken durch die Reduktion der Raufutteraufnahme um 1,32 %. Ebenso sinken die Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (-2,73 %) und aus landwirtschaftlichen Böden (-0,93 %) durch die geringere Gesamt-N-Aufnahme.

Die Sensitivitätsanalysen zeigen, dass die Annahme zur Milchleistung einen größeren Einfluss auf die Höhe der THG-Emissionen hat als die Annahmen zur Fütterung oder zu den Erträgen der einzelnen Kulturen (in den hier variierten Spannbreiten, s. Tabelle 54). Werden nicht nur die Teilemissionen des Bereichs Ökolandbau, sondern die Gesamtemissionen inkl. konventionellem Landbau verglichen, ist der Einfluss auf das Ergebnis bei allen untersuchten Parametern unter 1 %. Folglich können die für die getroffenen Annahmen zu Milchleistung, Fütterung und Erträgen genutzt werden, um die Maßnahmenwirkung zu berechnen.

Tabelle 54: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen für das Ökolandbaumodell.

THG-Emissionen [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Modell	Milchleistung 100 % ¹	Milchleistung 70 % ¹	Erträge 100 % ¹	Erträge 20 % ¹	Fütterung
THG-Emissionen [Mio. t CO ₂ -Äq.]	3,79	3,93	3,72	3,84	3,71	3,76
Relative Abweichung [%]	0	3,69	- 1,85	1,32	- 2,11	-0,79

¹ relativ zur Milchleistung bzw. den Hektarerträgen im konventionellen Landbau.

Für das Szenario 2 wird die Minderungswirkung auch mit Änderung der untersuchten Faktoren der Sensitivitätsanalyse berechnet (Tabelle 55). Die Minderungswirkung schwankt um 1,6 Mio. t CO₂-Äq. und weicht dabei bis -10,9 % (Milchleistung im Ökolandbau entspricht 100 % der Milchleistung im konventionellen Landbau) und +7,6 % (Erträge im Ökolandbau entsprechen 20 % der Erträge im konventionellen Landbau) vom Szenario 2 ab.

Tabelle 55: THG-Minderungswirkung des Ausbaus des Ökolandbaus (M3) auf 20 % Flächenanteil (Szenario 2) in der Sensitivitätsanalyse.

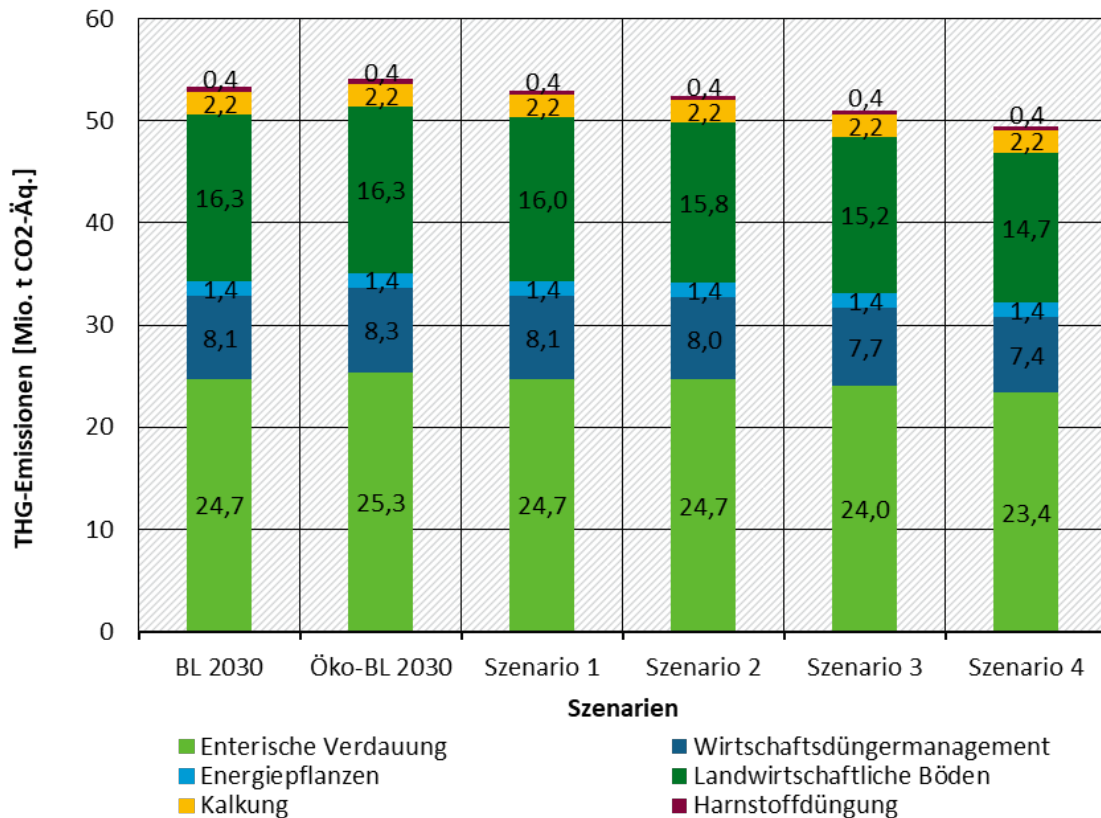
THG-Emissionen [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Szenario 2	Milchleistung 100 % ¹	Milchleistung 70 % ¹	Erträge 100 % ¹	Erträge 20 % ¹	Fütterung
THG-Emissionen [Mio. t CO ₂ -Äq.]	1,6	1,4	1,73	1,5	1,7	1,7
Relative Abweichung [%]	0	-10,9	6,4	-4,5	7,6	3,7

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die Minderungswirkung zeigt, dass das Minderungspotenzial durch die gewählten Annahmen bezüglich Fütterung, Milchleistung und Erträge um höchstens 11 % gegenüber dem Ergebnis mit den im Szenario 2 gewählten Annah-

men variiert. Die Minderungswirkung des Ökolandbaus kann daher - trotz fehlender Aktivitätsdaten zu den genannten Aspekten - mithilfe des entwickelten Modells gut abgebildet werden.

Im Szenario 1 werden THG-Emissionen nur durch verminderte Mineraldüngung erreicht. In den anderen Szenarien werden THG-Emissionen zusätzlich in den Quellbereichen enterische Verdauung und Wirtschaftsdüngermanagement gemindert (Abbildung 12).

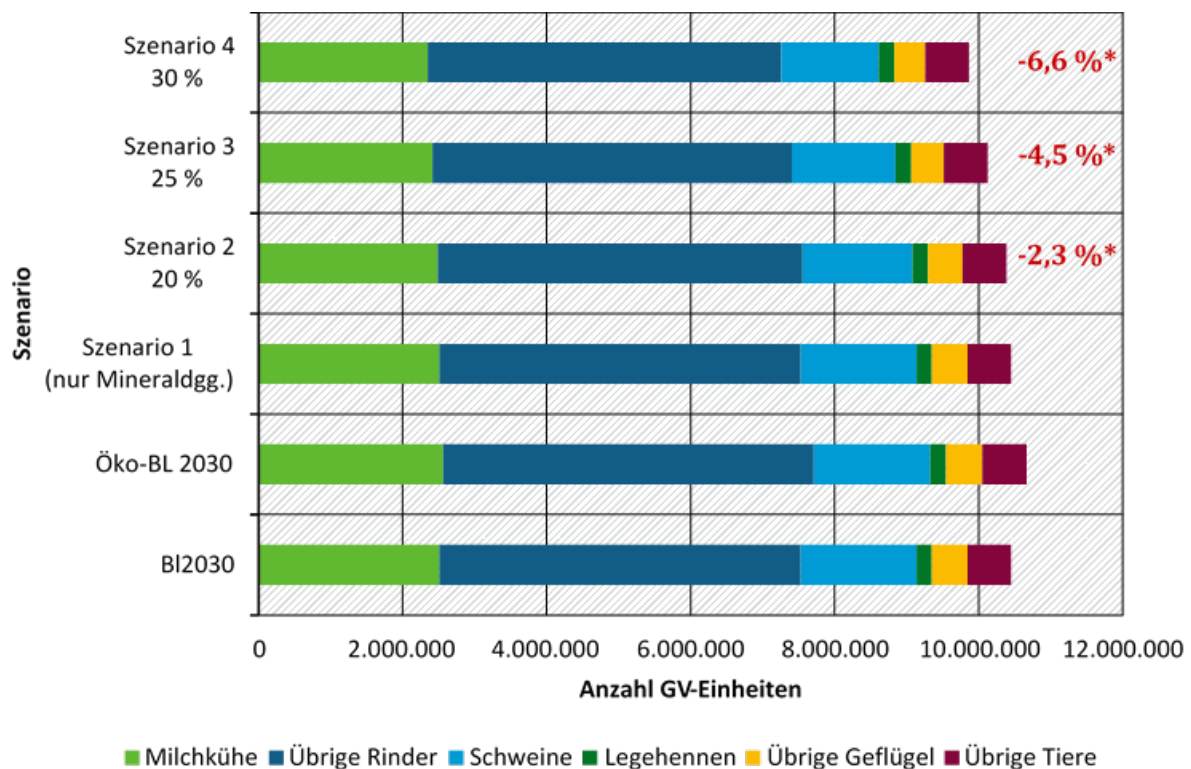
Abbildung 12: THG-Emissionen nach Quellbereichen für die Szenarien des Ökolandbau-Ausbaus.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die größten Einsparungen liegen im Quellbereich landwirtschaftliche Böden, gefolgt von der enterischen Verdauung. Dies liegt vor allem an dem Rückgang der Mineraldüngung sowie der Tierbestände (Abbildung 13). Im Szenario 4 werden bis zu 6,6 % weniger Großvieheinheiten angenommen.

Abbildung 13: Entwicklung der Tierplätze in den Szenarien des Ökolandbau-Ausbaus.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

* Änderung ggü. Öko-BL 2030.

Zur Zusammensetzung und Größe der Tierbestände werden für die Szenarien 2 bis 4 Annahmen getroffen. Um den Einfluss dieser Annahmen zu berechnen, wird zum Vergleich für die drei Szenarien jeweils eine Variante berechnet, in der die Gesamttierzahlen konstant bleiben, aber abhängig vom Flächenzuwachs von konventionellem Landbau ein Teil der Tierbestände in den Ökolandbau wechseln. Das bedeutet, dass die Zusammensetzung und Gesamttieranzahl keinen Effekt in diesen Varianten haben, bei Ausbau des Ökolandbaus werden nur mehr Tiere in ökologisch wirtschaftenden Betrieben anstatt in konventionellen Betrieben gehalten. Die Ergebnisse in Tabelle 56 zeigen, dass der Einfluss der Tierzahlreduktion mit 3,5 % bis 37,9 % Änderung der Emissionsminderung sehr groß ist.

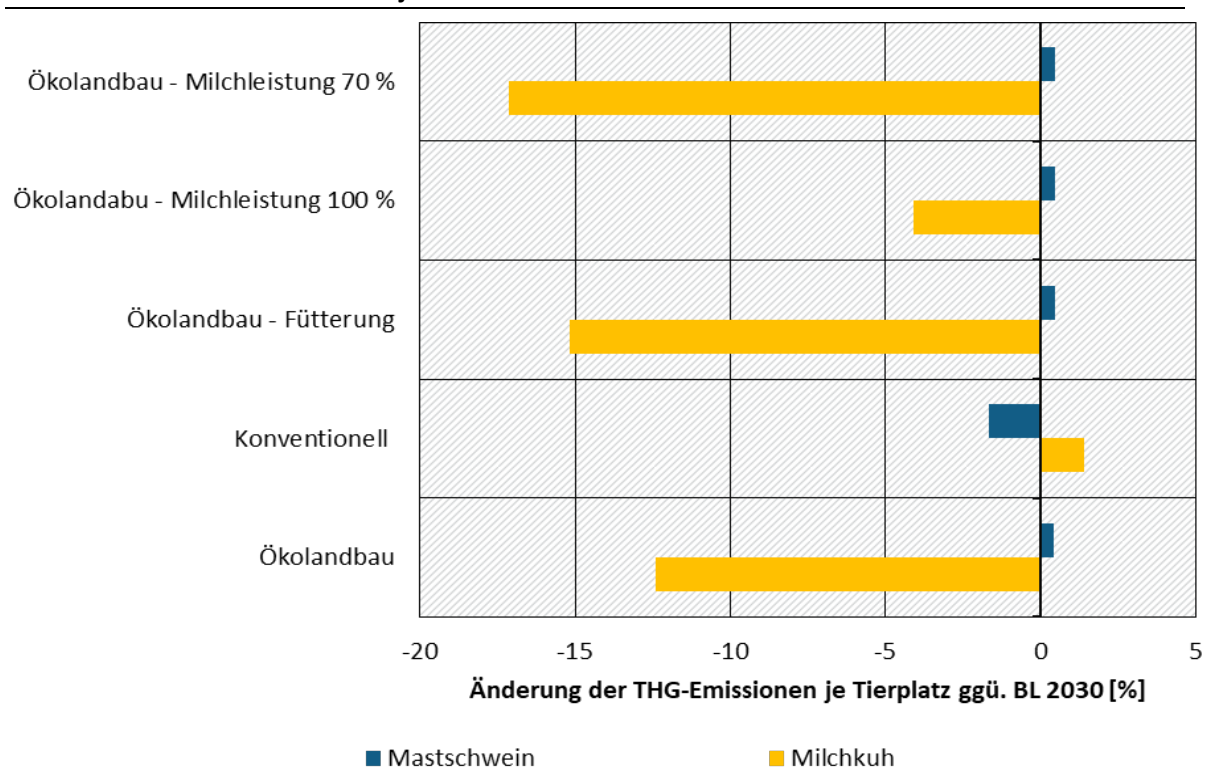
Tabelle 56: Änderung der Maßnahmenwirkung bei Zunahme des Ökolandbaus mit konstanten Gesamttierzahlen ggü. der Anpassung der Zusammensetzung des Tierbestands und der Gesamttierzahlen bei Szenario 2 bis 4.

	Szenario 2 20 % Flächenanteil	Szenario 3 25 % Flächenanteil	Szenario 4 30 % Flächenanteil
Einsparung im Vergleich zu 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]	1,6	3,1	4,6
Einsparung im Vergleich zu 2030 mit konstanten Gesamttierzahlen [Mio. t CO ₂ -Äq.]	1,5	2,2	2,9
Änderung der Minderungswirkung mit konstanten Gesamttierzahlen	-3,5 %	-29,5 %	-37,9 %

Die Ergebnisse zu M3 zeigen, dass insbesondere die Annahmen zur Änderung von Mineraldüngereinsatz und Tierbestand – sowohl Zusammensetzung als auch Anzahl an Tierplätzen – einen Einfluss auf die Minderungswirkung hat. Da für die Berechnung der Minderungswirkung die Tierzahlen angepasst werden, werden ökologischer und konventioneller Landbau auch auf den Tierplatz bezogen verglichen. Abbildung 14 zeigt die tierplatzbezogenen THG-Emissionen (inklusive enterischer Fermentation, Stall, Wirtschaftsdüngerlager, Ausbringung und Weidehaltung) für Mastschweine und Milchkühe. Es werden die Änderungen gegenüber der Baseline-Projektion 2030 verglichen.

Bei Mastschweinen sind die THG-Emissionen je Tierplatz für Ökolandbau geringfügig um 0,4 % erhöht, beim konventionellen Landbau um -1,7 % niedriger als in der Baseline-Projektion 2030. Generell sind nur geringe Unterschiede vorhanden. Bei Milchkühen hingegen sind größere Unterschiede erkennbar: im konventionellen Landbau sind die tierplatzbezogenen THG-Emissionen gegenüber der Baseline um 1,4 % erhöht, im Ökolandbau um -12,4 % niedriger. Der Vergleich mit den drei Varianten zu Fütterung und Milchleistung aus der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass beides und insbesondere die Milchleistung die tierplatzbezogenen Emissionen beeinflussen. Bei einer Milchleistung im Ökolandbau, die 70 % der Milchleistung im konventionellen Landbau entspricht, sind die THG-Emissionen je Tierplatz nochmals geringer (-17,2 % ggü. BL 2030). Auch bei der Fütterung, in welcher die gleiche Fütterung wie im konventionellen Landbau angenommen wird, sind die THG-Emissionen je Tierplatz um -15,2 % ggü. BL 2030 nochmals geringer als im Ökolandbaumodell. Entspricht die Milchleistung im Ökolandbau der des konventionellen Landbaus („Milchleistung 100 %“), sind die tierplatzbezogenen THG-Emissionen gegenüber der Baseline-Projektion 2030 nur um -4,1 % gemindert.

Abbildung 14: Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe im konventionellen Landbau und im Ökolandbau (inklusive der Varianten für Milchleistung und Fütterung aus der Sensitivitätsanalyse) gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Aus den Auswertungen geht hervor, dass die Annahme zur Milchleistung die tierplatzbezogenen THG-Emissionen stark beeinflusst, aber für die niedrigeren Emissionen je Tierplatz nicht ausschließlich verantwortlich sind. Auch die Annahmen zur Fütterung hat bei Milchkühen einen Einfluss gezeigt. Im Ökolandbaumodell sind in den beiden Rationen mehr Weidegras und Grassilage, dafür weniger Maissilage enthalten. Werden, wie im Modell für den konventionellen Landbau, auch Mais-betonte Rationen integriert, sinken die THG-Emissionen je Tierplatz, da durch den erhöhten Raufutteranteil mehr Rohfaser aufgenommen wird, woraus Methan gebildet wird. Die weiteren Anpassungen bei den Aktivitätsdaten für den Ökolandbau, wie Stalltechniken, Weideanteil, Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringungstechniken, aber auch bei tierspezifischen Parametern wie Endgewicht und Alter, haben nur relativ geringe Auswirkungen auf die tierplatzbezogenen THG-Emissionen. Für die Gesamtminderung der Maßnahme M3 ist dennoch die Entwicklung der Tierzahlen und der Mineraldüngung entscheidend.

2.5.4 Ergebnisse der zusätzlichen Maßnahmen

In Tabelle 57 sind die Emissionsminderungspotenziale der einzelnen zusätzlichen Maßnahmen zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 57: THG-Emissionsminderungspotenzial der zusätzlichen Maßnahmen.

Kürzel	Maßnahme	Minderungseffekt	Anzahl Szenarien	Einsparung ¹ [Mio. t CO ₂ -Äq.]
ZAa	Ansäuerung bei Ausbringung	Reduzierte indirekte Lachgasemissionen durch Verringerung der Ammoniakemissionen	1	0,05
ZAb	Optimierte Düngeplanung	Senkung der Mineraldüngung durch angepasste Düngeplanung	1	0,5
ZAc	Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren	Verminderte Mineraldüngung durch effizientere Düngung mittels Pflanzenspektrografen	2	0,06 ²
ZAd	Anbau von Körnerleguminosen	Geringerer N-Bedarf durch Mineraldüngung	2	0,6 – 1,2
ZAe	Ausbau des Zwischenfruchtanbaus	Mineraldüngereinsparung durch geringere N-Auswaschung im Winter	1	0,1
ZAf	Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	Minderung der Lachgasfreisetzung durch die Hemmung der Lachgasbildung	1	1,0
ZAg	Abbau von Sicherheitszuschlägen	Verminderter Mineraldüngereinsatz	2	0,1 – 0,2
ZAh	Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen	Spät-Düngergabe wird vermindert	2	0,05 – 0,3
ZBa	Vergärung von Nebenernteprodukten	Weniger Energiepflanzenvergärung	4	-0,6 – 0,08
ZBb	Entfrachtung von Überschussregionen	Verminderter Mineraldüngereinsatz durch Nutzung von überschüssigem Wirtschaftsdünger	3	0,05 – 0,3
ZBc	Änderungen im Substratinput	Weniger Energiepflanzenvergärung	3	-0,4 – -0,05

Kürzel	Maßnahme	Minderungseffekt	Anzahl Szenarien	Einsparung ¹ [Mio. t CO ₂ -Äq.]
ZCa	Optimiertes Wirtschaftsdünger-management	Schnellere Entmistung führt zu geringeren Ammoniakemissionen und indirekten Lachgasemissionen	1	0,4
ZCb	Emissionsoptimierter Offenstall	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen	1	0,4
ZCc	Gülleabkühlung	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen	1	0,1
ZCd	Gülleansäuerung im Stall	Reduzierte Ammoniakemissionen und indirekte Lachgasemissionen	2	1,6 ²
ZCe	Ausbau Weidegang	Reduzierte Ammoniak- und Methanemissionen		-0,03
ZCf	Güllezusätze (Methanogenese-hemmend)	Reduktion der Methanbildung und -freisetzung durch Zusatzstoffe bei der Güllelagerung	2	1,4 ²
ZDa	Erhöhung der Lebensleistung (Milchkühe)	Rückgang der Tierzahlen	1	0,05
ZDb	Förderung von Mehrnutzungs-rindern	Rückgang der Tierzahlen	3	-2,6 – 1,4
ZDc	N-reduzierte Fütterung	Geringere Lachgas- und Ammoniakfreisetzung durch geringere N-Aufnahme	1	-0,3
ZDd	Futterzusätze	Geringere Methanemissionen aus der enterischen Fermentation	1	1,3
ZEa	Veränderter Konsum	Durch verringerten Verzehr tierischer Produkte werden weniger Tiere benötigt	2	6,3 – 15,1
ZEb	Begrenzung der Viehbesatz-dichte	Die Tierhaltung wird auf 2 GV je Hektar begrenzt	1	2,0
ZEc	Kennzeichnung der Tierwohlhal-tungsstufe	Umsetzung von Tierwohlmaßnah-men führt zu Tierbestandsabbau	Maßnahmenwirkung der-zeit nicht quantitativ ab-schätzbar	
ZEd	N-Steuer	Stickstoffsteuer für den Verbrauch von Mineraldüngern führt zu redu-ziertem Mineraldüngereinsatz	3	0,1 – 0,4

¹ Spannweite der Ergebnisse für die untersuchten Szenarien der betreffenden Maßnahme.

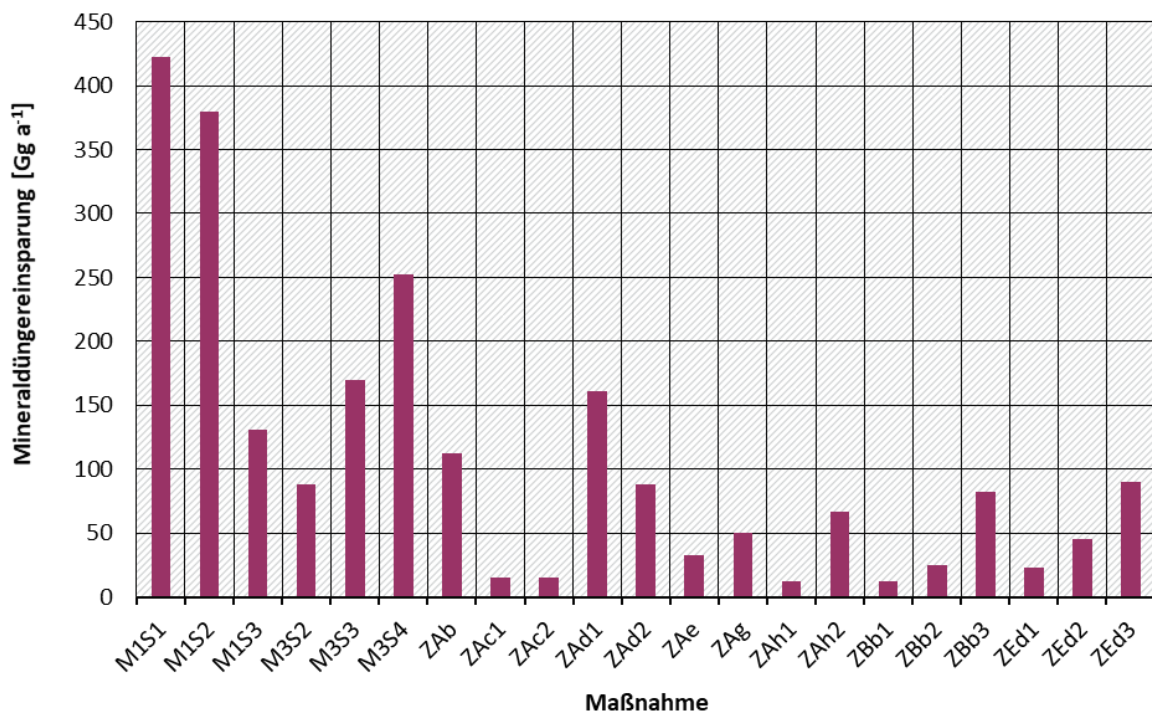
² Kein Unterschied in der Minderungswirkung zwischen den Szenarien.

A) Bereich Düngung und Ackerbau

Die Maßnahmen im Bereich „Düngung und Ackerbau“ zielen darauf ab, die N-Effizienz zu verbessern, bspw. indem weniger Verluste in Form von Ammoniak und Lachgas entstehen. Insbesondere die Maßnahmen ZAa „Ansäuerung bei der Ausbringung“ und ZAf „Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen setzen an diesem Punkt an. Die anderen Maßnahmen hingegen vermindern den N-Input durch eine angepasste Düngung, etwa durch eine optimierte Düngeplanung (ZAb), Teilflächen-spezifische Düngung (ZAc), den Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg) oder durch den Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen(ZAh). Mit dem Anbau von Zwischenfrüchten (ZAe) und Körnerleguminosen (ZAd) wird mehr Stickstoff im Boden gehalten oder durch Leguminosen fixiert, wodurch weniger Dünger benötigt wird.

Alle diese Maßnahmen eignen sich, um zur Zielerreichung der geminderten N-Überschüsse (M1) beizutragen. Der verminderte Mineraldüngereinsatz gegenüber der Baseline-Projektion 2030 für alle Maßnahmen mit Mineraldüngerminderung (aus allen Bereichen A bis E) sind in Abbildung 15 und Abbildung 16 dargestellt. Mit keiner Einzelmaßnahme wird ein Minde-rungsbedarf von 423 Gg N a⁻¹ erreicht, welches Ziel von M1 (Szenario 1) ist. Jedoch werden bereits durch die Ausweitung des Ökolandbaus (M3) hohe Mineraldüngereinsparungen von 87 - 252 Gg N a⁻¹ und ebenso durch die Düngeverordnung (M3, S3) von 131 Gg a⁻¹ erreicht. Aus den zusätzlichen Maßnahmen ist insbesondere der Anbau von Körnerleguminosen (ZAd1 und ZAd2) mit 88 - 161 Gg N a⁻¹ effektiv, ebenso die optimierte Düngeplanung (ZAb) mit 112 Gg N a⁻¹. Aber auch der Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg) und der Verzicht auf Qua-litätsdüngung bei Weizen (ZAh2) zeigen ein Minderungspotenzial von über 50 Gg N a⁻¹. Aus dem Bereich Biogas führt die Entfrachtung von Überschussregion inklusive Transfer in Auf-nahmeregionen zu Einsparpotenzialen von 12 - 83 Gg N a⁻¹. Ähnlich hoch wird das Mineral-düngereinsparpotenzial einer N-Steuer von 22 - 90 Gg N a⁻¹ berechnet.

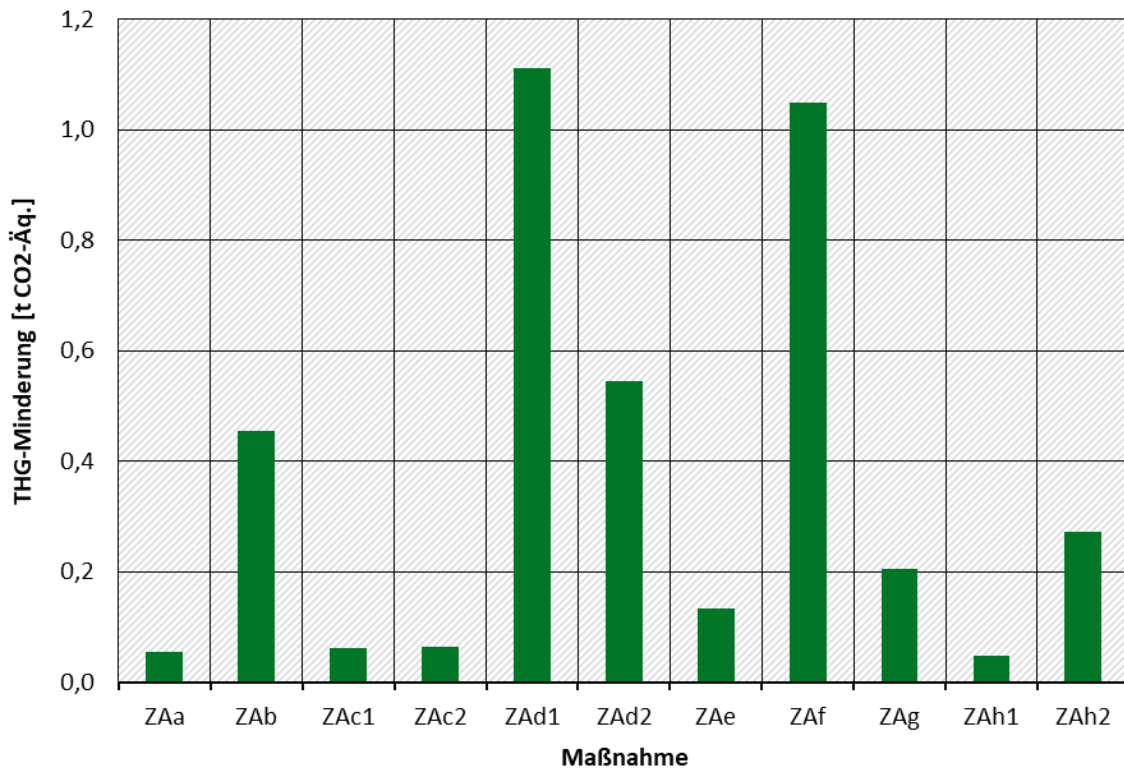
Abbildung 15: Mineraldüngereinsparungen [Gg N a⁻¹] für alle Maßnahmen gegenüber der Base-line-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Für die Minderung der THG-Emissionen spielt – bis auf die Ansäuerung bei Ausbringung (ZAa) und den Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf) – nur die Mineraldüngereinspa-rung eine Rolle. Dementsprechend haben die Maßnahmen mit hohen Mineraldüngereinspa-rungen, wie der Anbau von Körnerleguminosen (ZAd) mit 0,5 - 1,1 Mio. t CO₂-Äq. und der op-timierten Düngeplanung (ZAb) mit 0,4 Mio. t CO₂-Äq., die höchsten Minderungspotenziale. Aber auch der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen weist mit 1,0 Mio. t CO₂-Äq. ein hohes Minderungspotenzial auf. Die Ansäuerung bei Ausbringung (ZAa), die Teilflächen-spezifische Düngung (ZAc) und der Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh1) haben mit weniger als 0,1 Mio. t CO₂-Äq. das geringste Minderungspotenzial. Die anderen Maßnahmen liegen mit einem Minderungspotenzial von 0,1 und 0,3 Mio. t CO₂-Äq. dazwischen.

Abbildung 16: THG-Minderungen [t CO₂-Äq.] der Maßnahmen im Bereich (A) Düngung und Ackerbau gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



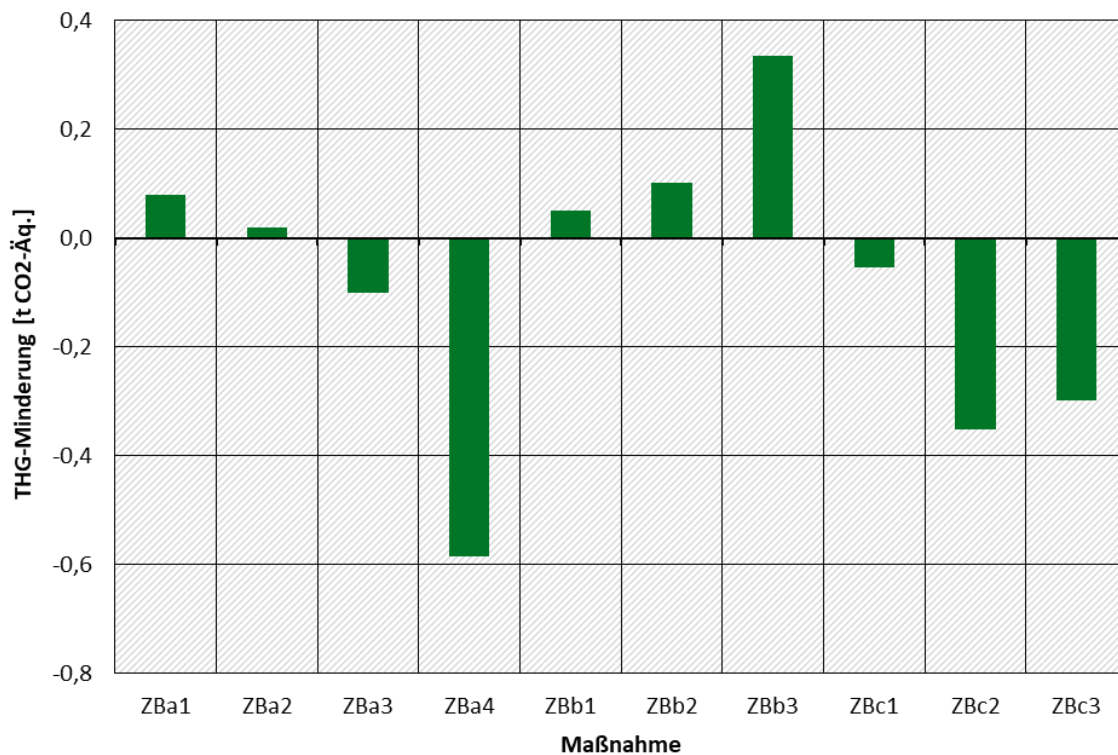
Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

B) Bereich Biogas

Die Maßnahmen aus dem Bereich Biogas wirken sowohl emissionsmindernd als auch teilweise emissionssteigernd. Beim Einsatz von Nebenernteprodukten (ZBa) ist zu erkennen, dass mit Zunahme des Strohanteils im Energiepflanzenmix von ZBa1 (¼ des anfallenden Strohs) bis ZBa3 und ZBa4 (½ des anfallenden Strohs) die THG-Emissionen erst um 0,08 bzw. 0,02 Mio. t CO₂-Äq. sinken (ZBa1 und ZBa2) und anschließend um 0,1 bzw. 0,6 Mio. t CO₂-Äq. steigen. Der Anteil von Zuckerrübenblatt ist in ZBa1 bis ZBa3 mit 50 % der anfallenden Menge konstant, in ZBa4 hingegen wird nur Stroh eingesetzt. Daraus folgt, dass der Einsatz von Zuckerrübenblatt im Energiepflanzenmix emissionsmindernd wirkt, der Einsatz von Stroh hingegen emissionssteigernd (Abbildung 17). Dies ist auf den, im Vergleich zu den anderen Energiepflanzen, hohen N-Gehalt im Stroh zurückzuführen, welche bei Gärrestausbringung zu erhöhten Lachgasemissionen führt.

Bei der Entfrachtung von Überschussregionen wird Wirtschaftsdünger durch Vergärung mit anschließender Gärrestaufbereitung transportwürdig und kann in anderen Regionen Mineraldünger ersetzen. Die Minderungswirkung dieser Maßnahme entsteht nur durch den Ersatz von Mineraldünger. Die Höhe der Einsparungen (vgl. Abbildung 15) von 12 - 83 Gg a⁻¹ mindert den THG-Ausstoß um 0,05 - 0,34 Mio. t CO₂-Äq., wenn 15 %, 30 % bzw. 100 % der anfallenden Gärreste aufbereitet und in andere Regionen transportiert werden.

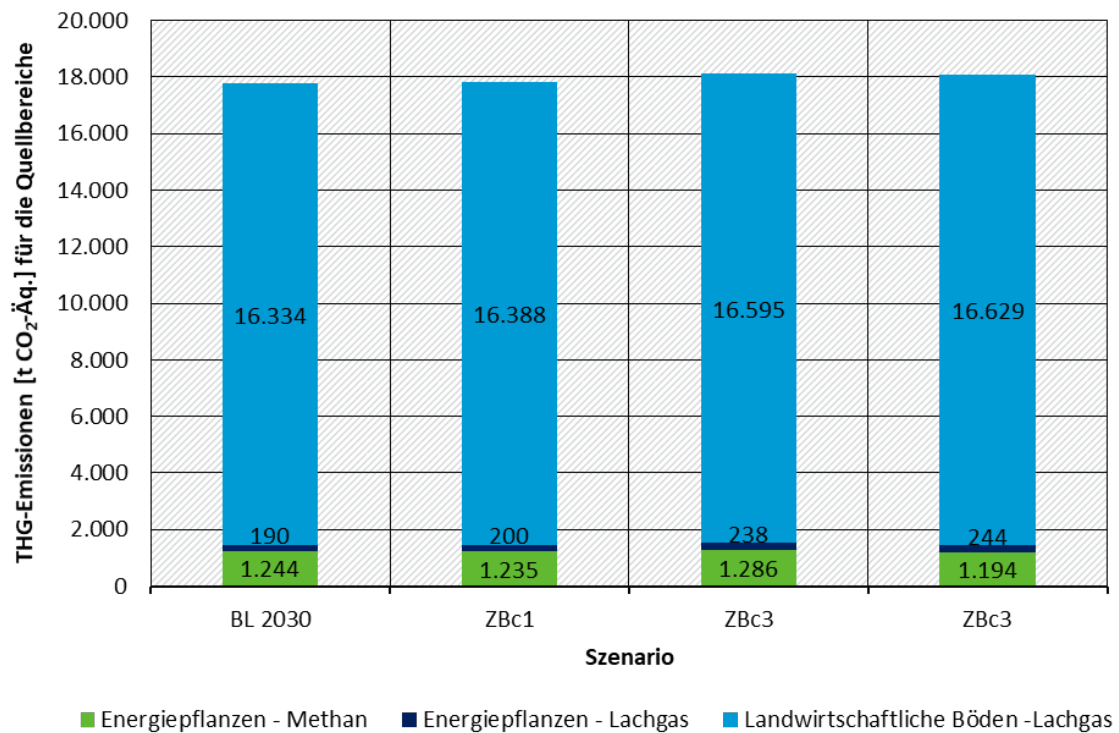
Abbildung 17: THG-Minderungen [t CO₂-Äq.] der Maßnahmen im Bereich (B) Biogas gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Beim Anbau von Blühstreifen als Ackerrandstreifen für die Energiepflanzen Silomais, Körnermais und Ganzpflanzensilage inklusive Vergärung des Blühschnitts steigen die THG-Emissionen an. Wird ein 5 m breiter Ackerrandstreifen angelegt, steigen die Emissionen um 0,1 Mio. t CO₂-Äq., bei 12 bzw. 20 m breiten Ackerrandstreifen (die Breite ist in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich) um 0,4 Mio. t CO₂-Äq. an. Bei einem 30 m breiten Ackerrandstreifen steigen die THG-Emissionen hingegen weniger stark um 0,3 Mio. t CO₂-Äq. (Abbildung 17). Grund hierfür ist, dass durch den Einsatz von Blühstreifenschnittgut, das einen höheren N-Gehalt als bspw. Maissilage aufweist, in Biogasanlagen mehr Stickstoff eingebracht und folglich auch mehr Stickstoff mit Gärresten ausgebracht wird, sodass die Lachgasemissionen aus der Energiepflanzenvergärung und aus landwirtschaftlichen Böden steigen. Diese Entwicklung wird in Abbildung 18 für die drei Szenarien im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 deutlich. Entgegengesetzt entwickeln sich die Methanemissionen aus der Energiepflanzenvergärung: mit Zunahme der Breite von Ackerrandstreifen nimmt der Anteil der Energiepflanzensubstrate Silomais, Ganzpflanzensilage und Corn-Cob-Mix ab und wird durch Blühwiesenschnitt ersetzt. Aus Blühwiesenschnitt wird weniger Methan gebildet als aus den drei anderen Substraten, weshalb die Methanemissionen sinken.

Abbildung 18: THG-Emissionen für die Baseline-Projektion 2030 und die Szenarien der Maßnahme ZBc „Änderung im Substratinput“ für die Quellgruppen Energiepflanzen und landwirtschaftliche Böden.



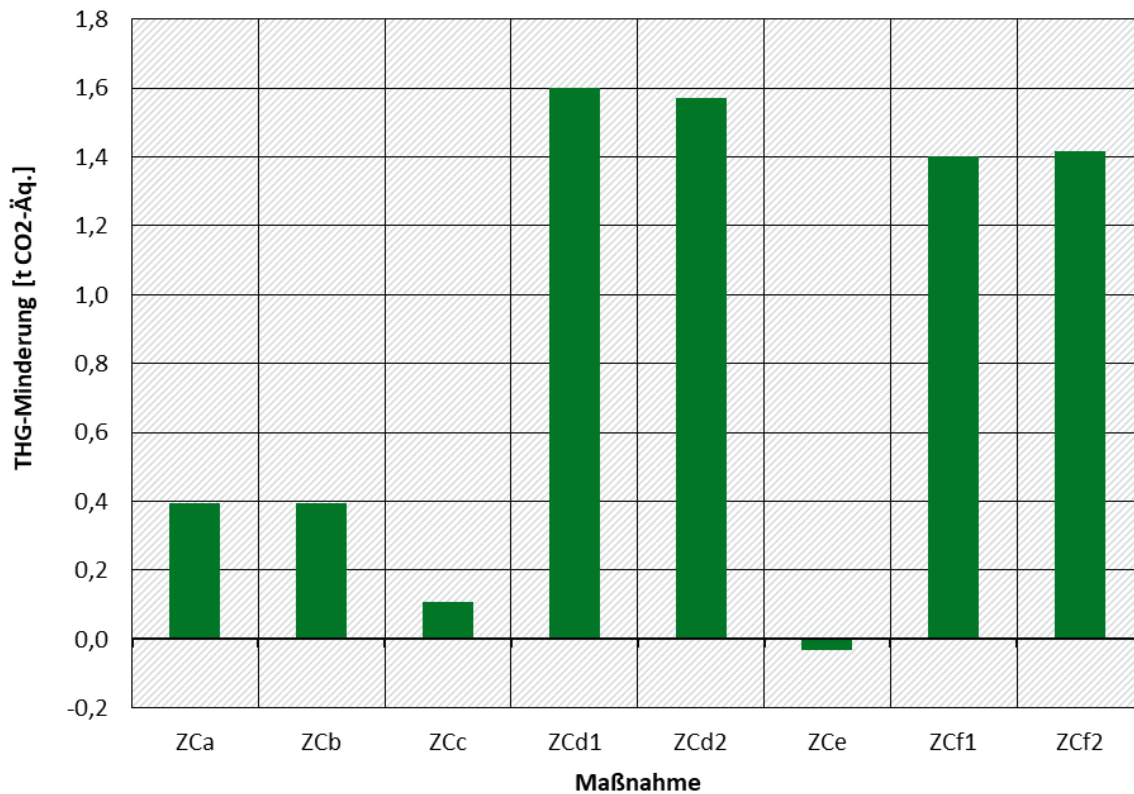
Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

C) Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager

Die Minderungspotenziale der Maßnahmen in diesem Bereich liegen zwischen -0,03 und 1,60 Mio. t CO₂-Äq., wobei insbesondere die Maßnahmen Ansäuerung im Stall (ZCd) und Methanogenese-hemmende Güllezusätze (ZCf) mit über 1,4 Mio. t CO₂-Äq. besonders effektiv THG-Freisetzungen mindern (Abbildung 19). Die Ansäuerung von Gülle wurde in zwei Szenarien berechnet und zwischen der Ansäuerung für alle Tierplätze in BImSchV-V-Anlagen (Szenario 1) und limitiert auf maximal 30 % der Gesamttierplätze (Szenario 2) unterschieden (Kap. 2.3.5). Die Minderungswirkung schwankt nur gering zwischen 1,57 und 1,60 Mio. t CO₂-Äq. Der Zusatz von Calciumcyanamid als Güllezusatz mindert die THG-Emissionen um 1,40 bzw. 1,41 Mio. t CO₂-Äq., wobei sich die Dosierungen unterscheiden. Mit der höheren Beigabe von 500 mg CaCN₂ statt 300 mg CaCN₂ je kg FM Gülle werden die Emissionen etwas stärker gemindert. Die Ansäuerung im Stall ist wesentlich wirksamer, da diese im Gegensatz zur Ansäuerung bei der Ausbringung nicht nur Methanemissionen, sondern auch Lachgasemissionen im Wirtschaftsdüngermanagement mindert. Zudem wirkt die Ansäuerung im Stall mindernd auf die Freisetzung von Ammoniak.

Das optimierte Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa) und der emissionsoptimierte Offenstall (ZCb) haben ein Minderungspotenzial von 0,4 Mio. t CO₂-Äq. Die Güllekühlung (ZCc) ist hingegen mit 0,1 Mio. t CO₂-Äq. nur gering emissionsmindernd. Direkte THG-Freisetzungen werden durch die Güllekühlung nicht gemindert, die Maßnahme mindert aber die Ammoniakfreisetzung und somit indirekte Lachgasemissionen. Die Klimaschutzwirkung dieser stallbaulichen Maßnahme ist somit gering.

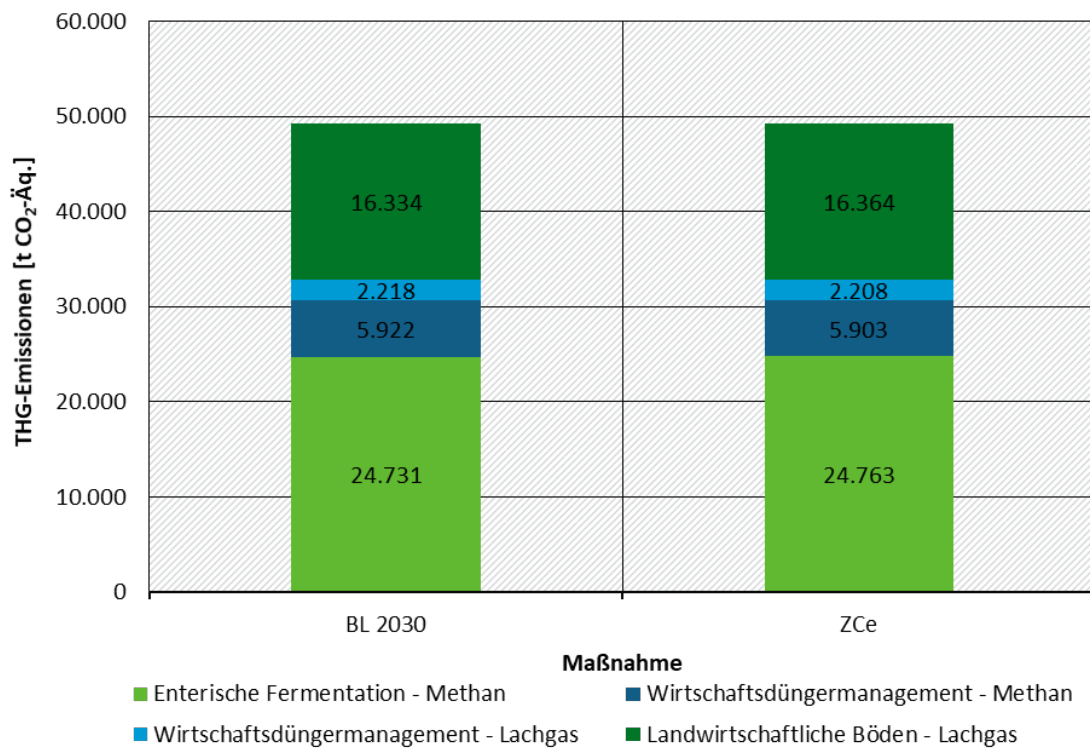
Abbildung 19: THG-Minderungen [t CO₂-Äq.] der Maßnahmen im Bereich (C) Stall und Wirtschaftsdüngerlager gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die Zunahme von Rindern mit Weidegang (ZCe) hat sich als nicht emissionsmindernd, sondern THG-neutral (-0,03 Mio. t CO₂-Äq.) erwiesen. Der Weidegang hat auf die Quellgruppe Wirtschaftsdüngermanagement für Lachgas und Methan nahezu keine Wirkung (-29 t CO₂-Äq. ggü. Baseline 2030), obwohl weniger Ausscheidungen im Stall (und somit auch im WD-Lager) anfallen. Die Lachgasemissionen von landwirtschaftlichen Böden sinken durch die verminderte Wirtschaftsdüngerausbringung und steigen in gleichem Maße durch den vermehrten Weidegang selbst, sodass die Gesamtemissionen der Quellgruppe „landwirtschaftliche Böden“ unverändert bleiben (+30 t CO₂-Äq. ggü. Baseline 2030). Zusätzlich ist in Abbildung 20 zu erkennen, dass sich die Emissionen aus der Verdauung (enterische Fermentation) sich kaum verändern (+32 t CO₂-Äq. ggü. Baseline 2030). Die minimale Zunahme ist darauf zurückzuführen, dass bei Weidegang im Modell eine höhere Grasaufnahme angenommen wird als in den Futterrationen für Rinder, die im Stall gehalten werden. Die Rohfaseraufnahme ist durch den Weidegang erhöht, aus welchem die Methanemissionen im Pansen des Rinds gebildet werden. Folglich kann (mit den getroffenen Modellannahmen) der Ausbau der Weidehaltung bei Rindern nicht als Klimaschutzmaßnahme betrachtet werden (Kap. 2.7).

Abbildung 20: Gegenüberstellung der THG-Emissionen nach Quellbereichen für die Maßnahme ZCe „Weidegang“ mit der Baseline-Projektion 2030.

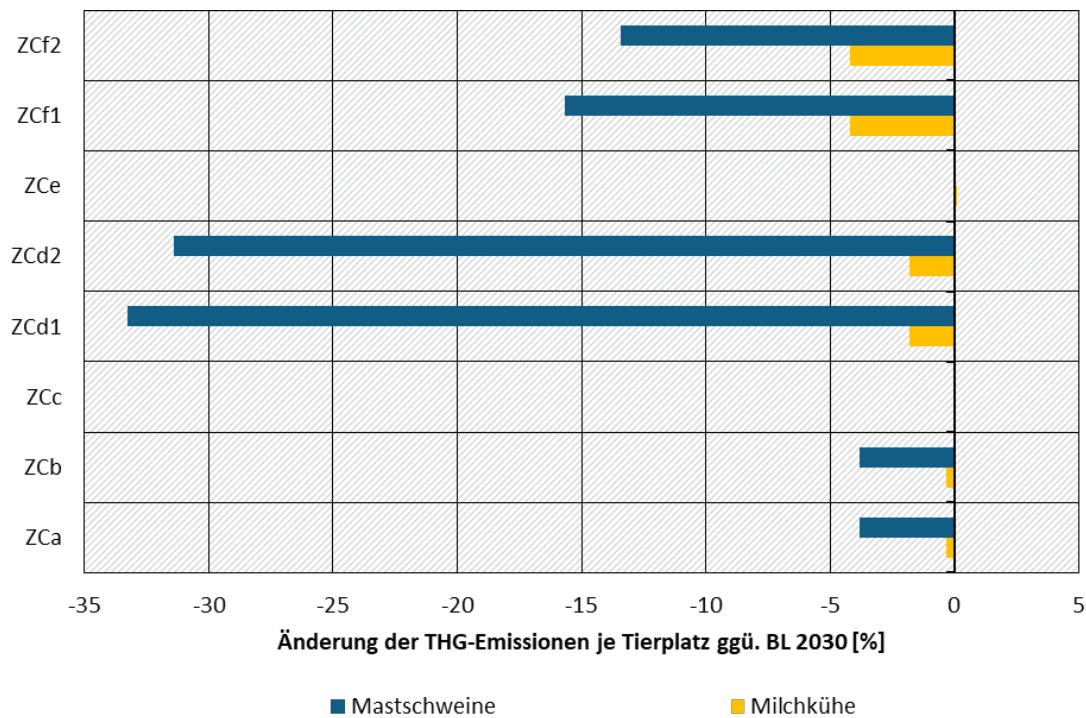


Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

In Abbildung 21 sind die Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Maßnahmen im Bereich Stall und WD-Lager gegenüber der Baseline-Projektion 2030 für Mastschweine und Milchkühe dargestellt. Der Weidegang wurde nur für Rinder untersucht, für Mastschweine ist diese Maßnahme nicht relevant. Jedoch sind auch keine großen Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen durch Weidegang erkennbar. Gleiches gilt für die Güllekühlung (ZCe).

Die weiteren Maßnahmen zeigen dagegen Minderungspotenziale. Die prozentuelle Änderung gegenüber der Baseline-Projektion 2030 ist bei Mastschweinen höher als bei Milchkühen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei Milchkühen ein Großteil der THG-Emissionen, 74 % bezogen auf den Tierplatz für BL 2030, durch die enterische Fermentation freigesetzt werden. Bei Mastschweinen ist hingegen mit 55 % bezogen auf den Tierplatz für BL 2030 das Methan aus der Wirtschaftsdüngerlagerung Hauptemissionsquelle. Die unten aufgeführten Maßnahmen wirken sich insbesondere auf die Emissionen im Wirtschaftsdüngermanagement mindernd aus, teilweise auch auf die Ausbringung (z.B. bei der Ansäuerung). Wie bei den Gesamtminderungspotenzialen ist die Minderung gegenüber der Baseline-Projektion 2030 insbesondere bei der Ansäuerung im Stall (ZCd) mit 31 - 33 % für Mastschweine am höchsten, gefolgt von den Güllezusätzen (ZCf) mit 13 - 16 % Minderung. Bei Milchkühen ist hingegen der Einsatz von Güllezusätzen mit 4 % emissionsmindernd (bezogen auf den Tierplatz) als die Ansäuerung im Stall mit 2 % Minderung. Sowohl für Mastschweine (4 %) als auch für Milchkühe (0,3 %) sind die tierplatzbezogenen Minderungen beim optimierten Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa) und beim emissionsoptimierten Offenstall (ZCb) geringer als bei den beiden anderen Maßnahmen.

Abbildung 21: Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe durch die Maßnahmen im Bereich (C) Stall und Wirtschaftsdüngerlager gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

D) Bereich Fütterung und Züchtung

Die ersten beiden Maßnahmen dieses Bereichs fokussieren sich auf Änderungen des Tierbestands bzw. der Zuchtziele für Milchkühe, indem die Haltungsdauer erhöht wird (ZDa) oder vermehrt Mehrnutzungsrinder gehalten werden (ZDb). Die anderen beiden Maßnahmen sind im Bereich Fütterung von Rindern und Schweinen (ZDc, N-reduzierte Fütterung) bzw. nur für Milchkühe relevant (ZDd, Futterzusätze).

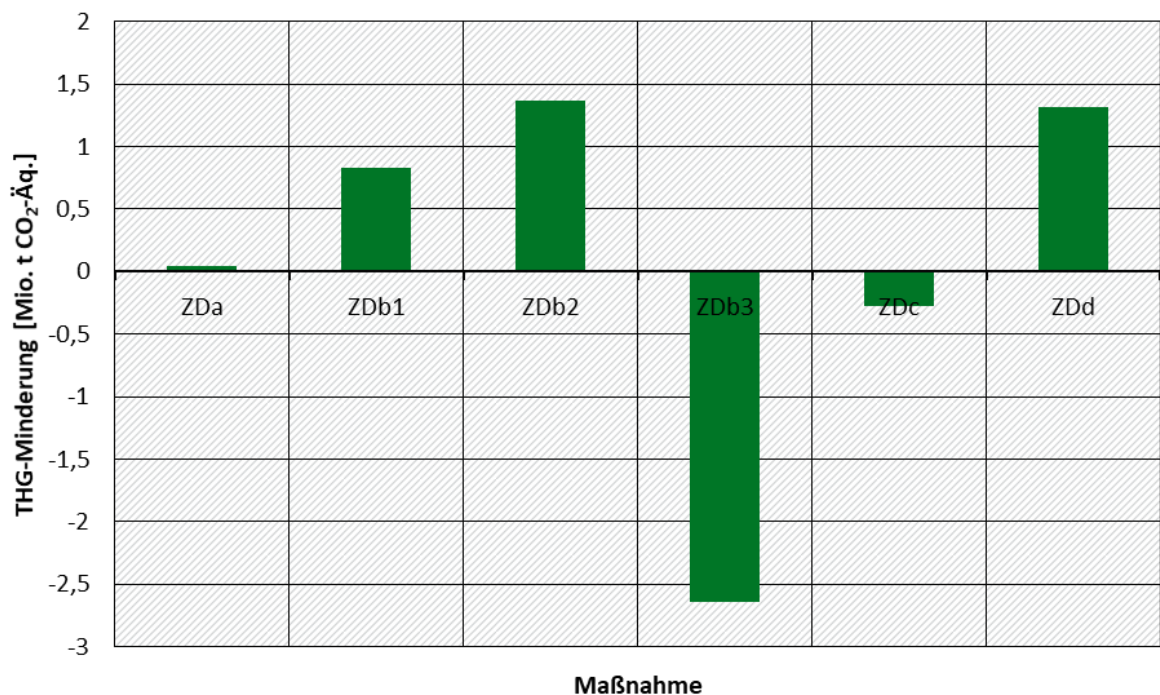
In Abbildung 22 ist zu erkennen, dass auch in diesem Bereich hohe Minderungswirkungen von bis zu 1,4 Mio. t CO₂-Äq. erreicht werden können. Die Verlängerung der Nutzungsdauer von Milchkühen um eine Laktation hat Tierplatz-bezogen einen sehr geringen Minderungseffekt (Abbildung 23), welcher aufgrund der geringeren Milchleistung entsteht. Auch der geringere Bedarf an Milchfärsen zur Remontierung des Milchkuhbestandes wirkt emissionsmindernd. Insgesamt wird aber nur eine geringere Minderungswirkung von weniger als 0,1 Mio. t CO₂-Äq. berechnet, da der Rückgang der Milchleistung pro Laktation durch einen höheren Milchkuhbestand ausgeglichen werden muss.

Die Förderung von Mehrnutzungsrindern hat hingegen einen wesentlich größeren Minderungseffekt (ZDb, Szenario 1 und 2) von 0,8 bis 1,4 Mio. t CO₂-Äq., welcher ebenfalls durch Anpassung der Anzahl benötigter Fleischrinder zustande kommt. Mit Szenario 3 dieser Maßnahme wird deutlich, dass die Minderungswirkung der Förderung von Mehrnutzungsrindern nur als Klimaschutzmaßnahme wirkt, wenn die Tierzahlen für Fleischrinder, insbesondere Mutterkühe, angepasst werden. Wenn (wie in Szenario 2) ein Anteil von 60 % Mehrnutzungs-rindern bei Milchkühen angenommen wird, die benötigten Tierzahlen an Fleischrindern aber nicht angepasst werden, dann steigen die THG-Emissionen gegenüber der Baseline-Projektion 2030 um 2,7 Mio. t CO₂-Äq. an. In Szenario 3 ist die Gesamtmilchleistung aller Milchkühe

identisch mit dem Wert von Szenario 1 und 2, die Fleischproduktion steigt hingegen um 22 % an.

Auch der Einsatz von Futterzusätzen wie 3-NOP weisen ein sehr hohes Minderungspotenzial von 1,3 Mio. t CO₂-Äq. auf. Dieses entsteht durch die Minderung von Methanemissionen aus der enterischen Fermentation. Die Emissionen aus den anderen Quellbereichen bleiben identisch. Da die Methanemissionen mit 46 % an den gesamten THG-Emissionen des Sektors Landwirtschaft einen sehr hohen Anteil haben und die Milchkühe davon wiederum 57 % verursachen, kann die Zugabe von 3-NOP bei 30 % aller Milchkühe einen großen Minderungseffekt aufweisen.

Abbildung 22: THG-Minderungen [t CO₂-Äq.] der Maßnahmen im Bereich (D) Fütterung und Züchtung gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



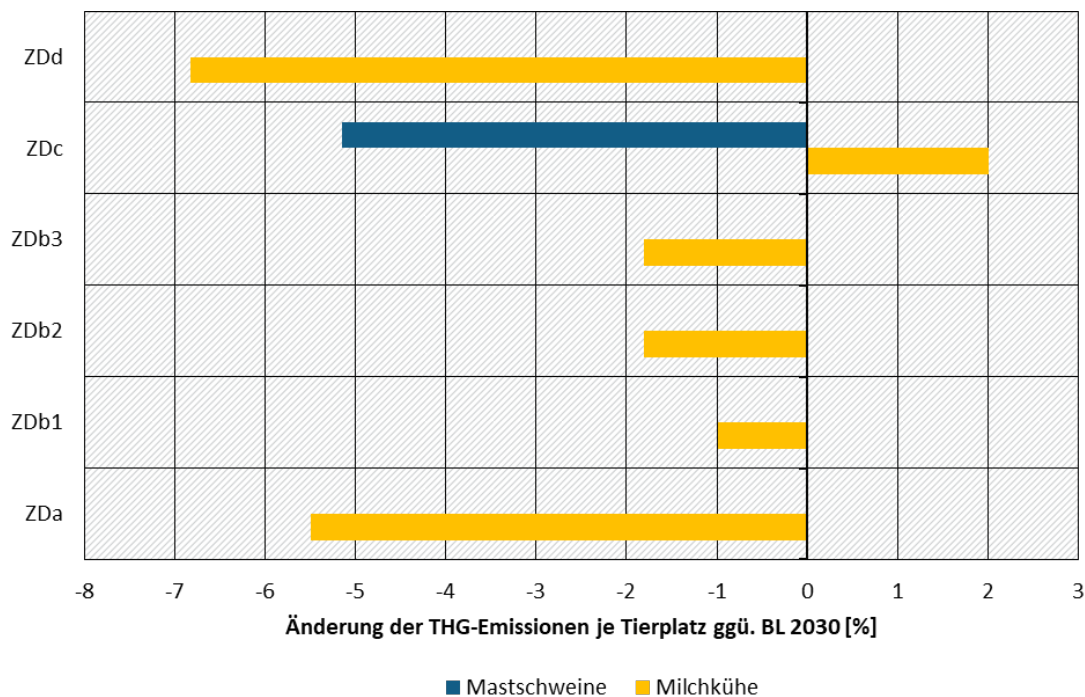
Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Für die N-reduzierte Fütterung (Maßnahme ZDc) von Milchkühen und Mastschweinen wird berechnet, dass die THG-Emissionen um 0,3 Mio. t CO₂-Äq. steigen. Während die Gesamtlachgasemissionen von 18,8 Mio. t CO₂-Äq. in der Baseline-Projektion auf 18,4 Mio. t CO₂-Äq. gesenkt werden, steigen die Methanemissionen von 31,9 auf 32,6 Mio. t CO₂-Äq. an. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine mit N-reduzierter Fütterung um 5 % gegenüber der Baseline-Projektion 2030 sinken, bei Milchkühen dagegen um 2 % ansteigen (Abbildung 23). In der Futterration für Milchkühe ist mehr Raufutter und dementsprechend mehr Rohfaser enthalten, wodurch die Methanemissionen steigen. Die N-reduzierte Fütterung ist daher nur für Mastschweine emissionsmindernd, bei Milchkühen hat sie einen gegenteiligen Effekt.

Die anderen Maßnahmen wurden nur bei Rindern untersucht, weshalb in Abbildung 23 für diese Maßnahmen keine Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine dargestellt sind. Bei Milchkühen wirken hingegen alle weiteren Maßnahmen emissionsmindernd, insbesondere der Futterzusatz 3-NOP (ZDd) mit 6,8 % und die Erhöhung der Haltungsdauer von Milchkühen (ZDa) mit 5,5 % sind auch auf den Tierplatz bezogen wirk-

sam. Da die Gesamtmilchproduktion in den Szenarien auf dem Niveau der Baseline-Projektion 2030 gehalten wird, ist der Minderungseffekt bei ZDa bezogen auf den Tierplatz hoch, in Summe durch den Mehrbedarf an Milchkühen für die Erreichung der Gesamtmilchleistung jedoch gering. Die Förderung von Mehrnutzungsrindern (ZDb) mindert die THG-Emissionen je Tierplatz um 0,9 bzw. 1,8 % gegenüber der Baseline-Projektionen 2030. Dies ist darauf zurückzuführen, dass für die Maßnahmen ZDa und ZDb jeweils geringere Milchleistungen angenommen werden.

Abbildung 23: Änderungen der tierplatzbezogenen THG-Emissionen für Mastschweine und Milchkühe durch die Maßnahmen im Bereich (D) Fütterung und Züchtung gegenüber der Baseline-Projektion für 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

E) Bereich Strukturelle Maßnahmen

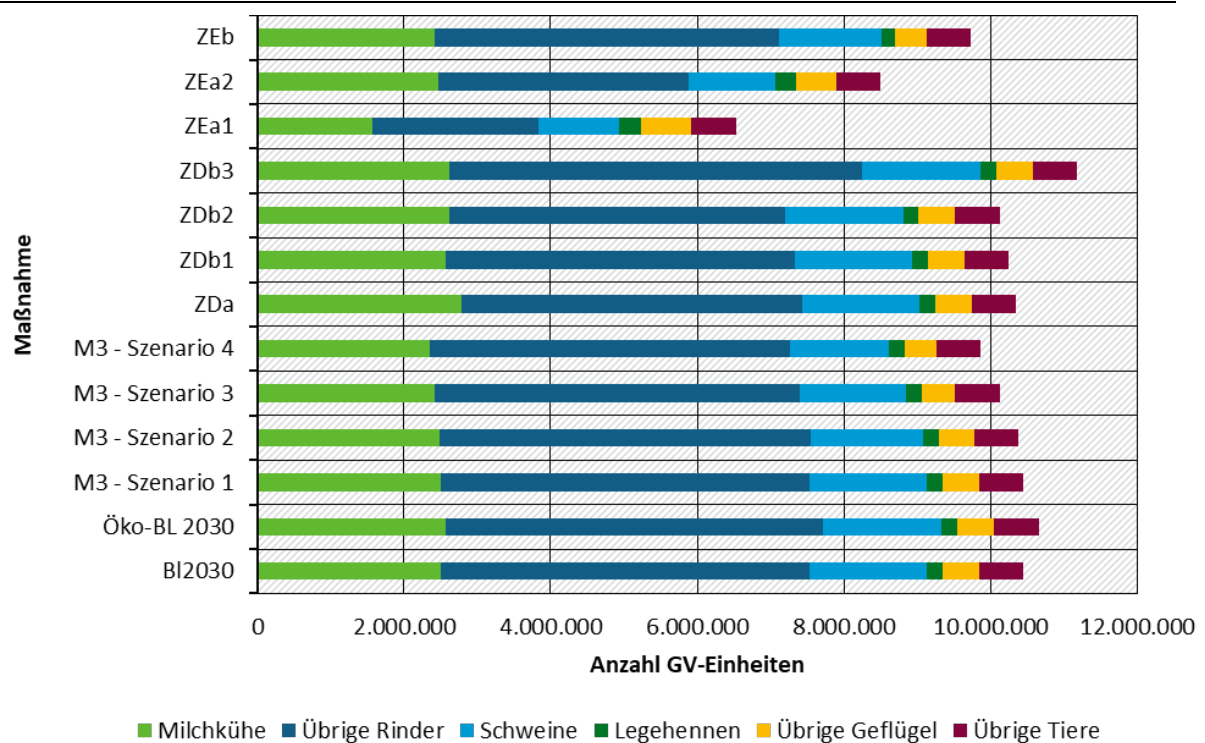
Die strukturellen Maßnahmen beinhalten einen Um- bzw. Abbau von Tierbeständen. In der Maßnahme "Veränderter Konsum" (ZEa) wird der Tierbestand an die Ernährungsempfehlung der „Planetary Health Diet“ (PHD; Szenario 1) bzw. der DGE (Szenario 2) angepasst. Diese führen zu einem beträchtlichen Abbau der Tierbestände für Rinder und Schweine. Der Legehennenbestand bleibt konstant und der Geflügelbestand nimmt leicht zu. Die Gesamtemissionen werden dadurch um 15,1 Mio. t CO₂-Äq. nach PHD- und um 6,0 Mio. t CO₂-Äq. nach DGE-Empfehlungen gemindert. Die THG-Emissionen aus der Mineraldüngung steigen leicht um 0,7 Mio. t CO₂-Äq. (PHD) bzw. 0,3 Mio. t CO₂-Äq. (DGE) an. Die THG-Emissionen aus der Tierhaltung sinken hingegen sehr stark um 15,1 Mio. t CO₂-Äq. (PHD) bzw. 6,3 Mio. t CO₂-Äq. (DGE). Auch durch eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹ (ZEb) werden die Tierbestände reduziert, was die THG-Emissionen um 2,0 Mio. t CO₂-Äq. mindert.

In Abbildung 24 sind die Tierbestände für die strukturellen Maßnahmen (Bereich E) sowie weitere Maßnahmen mit Anpassung der Tierbestände dargestellt. Die beiden Maßnahmen „Begrenzung der Viehbesatzdichte“ (ZEb) und „an Ernährungsempfehlungen angepasster

Konsum“ (ZEa) weisen dabei die geringsten Tierzahlen (in GV) auf. Insbesondere die Anpassung an die PHD-Empfehlung zeigt im Vergleich sehr geringe Tierbestände auf.

Von den weiteren Maßnahmen ist das Szenario 4 der Maßnahme M3 (Ausbau des Ökolandbaus auf 30 %) durch die geringsten GV-Einheiten gekennzeichnet. Diese Beobachtung stimmt mit dem Emissionsminderungspotenzial überein, welches mit 6,0 - 15,1 Mio. t CO₂-Äq. beim veränderten Konsum (ZEa) am höchsten ist. Das Minderungspotenzial der Begrenzung der Viehbesatzdichte (ZEb) liegt mit 2,0 Mio. t CO₂-Äq. hingegen unterhalb des Potenzials der M3-Maßnahmenszenarien 3 und 4 (Ausbau auf 20 % bzw. 30 % Flächenanteil) von 3,1 - 4,6 Mio. t CO₂-Äq., aber oberhalb der anderen beiden M3-Szenarien mit 0,8 - 1,6 Mio. t CO₂-Äq. Bei den strukturellen Maßnahmen entsteht nur durch den Rückgang der Tierplätze eine Emissionsminderung. Beim Ausbau des Ökolandbaus (M3) werden die THG-Emissionen durch den Rückgang der Mineraldüngung zusätzlich gesenkt. Bei den Maßnahmen im Bereich D „Steigerung der Lebensleistung“ (ZDa) und „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ (ZDb) erfolgt die Emissionsminderung ebenfalls durch den Rückgang der Tierzahlen, welche vergleichbar zum Rückgang in den Szenarien von M3 sind. Aber auch hier sind die Gesamtminderungen mit maximal 1,4 Mio. t CO₂-Äq. geringer aufgrund der zusätzlichen Minderung durch die Mineraldüngereinsparungen in M3.

Abbildung 24: Entwicklung der Tierbestände nach Nutztierkategorien (GV-Einheiten) für die Maßnahmen mit Anpassung der Tierbestände.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die Minderungswirkung der Maßnahme ZEc „Produktkennzeichnung zu Tierwohl“ kann derzeit nicht abgeschätzt werden. Hinter dieser Maßnahme steht die Annahme, dass sich infolge einer Produktkennzeichnung der Konsum tierischer Lebensmittel verringern könnte, was jedoch im Rahmen dieses Projekts nicht bewertet werden kann (vgl. Kapitel 2.3.5). Stattdessen wird auf die anderen, emissionsrelevanten Unterschiede der verschiedenen Haltungsstufen nach TierHaltKennzG, eingegangen.

In Tabelle 58 sind die Anforderungen an die jeweilige Haltungsstufe nach TierHaltKennzG, sowie die möglichen Auswirkungen auf die THG-Emissionen bei Aufstieg in die nächsthöhere Haltungsstufe dargestellt. Diese Einteilung von Haltungsstufen unterscheidet sich von der Einteilung des Labels des Lebensmitteleinzelhandels (Haltungsform.de 2024), welches Grundlage für die Auswertungen von Greenpeace (2020a, 2021, 2020b, 2022, 2023) war (vgl. Kapitel 2.3.5). Nach TierHaltKennzG, wird nach fünf Haltungsstufen (0 bis 4) statt vier Stufen unterschieden. Zudem gilt diese Einteilung nur für Mastschweine, das Label des Lebensmitteleinzelhandels (Haltungsform.de 2024) gilt auch für Geflügel und Rinder.

Die Beschreibung der Emissionsentwicklung ist rein qualitativ. Es werden insbesondere die Auswirkungen auf Ammoniakemissionen und somit indirekte Lachgasemissionen betrachtet. Ein Mehrbedarf von Einstreu in der Stufe 2 führt dazu, dass mehr Stickstoff in den N-Kreislauf gelangt und dadurch direkte und indirekte Lachgasemissionen sinken. Auch der Bedarf an Fläche je Tier kann die THG-Emissionen beeinflussen, da bei Umstellung auf eine andere Tierwohlstufe bei gleicher Stallgrundfläche der Tierbestand reduziert werden muss oder der Neubau bzw. die Erweiterung von Stallgebäuden THG-Emissionen in anderen Sektoren verursacht.

Tabelle 58: Übersicht der Änderungen bei Tierwohlhaltungsstufe 2 „Frischlufte“ anstatt Stufe 0 „Stall“ bzw. Stufe 1 „Stall“ für Mastschweine (Maßnahme ZEc).

Tierwohlhaltungsstufe ¹	Ausgestaltung ¹	Auswirkungen auf THG-Emissionen bei Aufstieg aus vorheriger Stufe
Stufe 0: „Stall“	Jedes Tier hat in Abhängigkeit von der Gewichtsklasse zwischen 0,5 und 1 m ² zur Verfügung. Schweine mit 30-50 kg haben pro Tier 0,5 m ² Fläche im Stall, mit 50-110 kg 0,75 m ² , mit über 110 kg 1 m ² . Die Tiere leben im geschlossenen Warmstall. Das ist die gesetzl. Mindestanforderung an die Schweinehaltung. Den Tieren steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial zur Verfügung, z. B. Sägespäne oder Stroh.	/
Stufe 1: „Stall + Platz“	Bei der Haltungsform „Stall+Platz“ gibt es zwei Varianten. Gemeinsam ist beiden Varianten: Die Schweine leben in einem geschlossenen oder überwiegend geschlossenen Warmstall und haben im Vergleich zur Haltungsform „Stall“ mindestens 12,5 % mehr Platz. Schweine mit 30-50 kg haben pro Tier 0,563 m ² Fläche im Stall, mit 50-110 kg sind es 0,844 m ² , mit über 110 kg sind es 1,125 m ² . Allen Schweinen steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial (z. B. Sägespäne oder Stroh) sowie zusätzlich dazu Raufutter (z. B. Heu oder Stroh), zur Verfügung. <u>Variante 1</u> Im Stall sind die Buchten durch verschiedene Elemente strukturiert, zum Beispiel Trennwände, Kontaktgitter, unterschiedliche Ebenen, verschiedene Temperatur- oder Lichtbereiche, geeignete Scheuervorrichtungen, Tränken mit offener Wasserfläche oder einem weichen oder eingestreuten Liegebereich.	<u>Mehrbedarf an Platz je Tier:</u> Durch Mehrbedarf an Platz für Schweine und Funktionsbereiche müsste entweder der Stall vergrößert oder der Tierbestand verringert werden. Letzteres würde die THG-Emissionen mindern, ersteres würde Emissionen in anderen Sektoren verursachen. <u>Raufutter (Stroh, Heu):</u> Durch den Mehrbedarf an Stroh wird mehr Stickstoff in den Stall und somit auch in den Wirtschaftsdünger eingetragen. Durch mehr Stickstoff im WD-Lager und in der Ausbringung steigen die N-Emissionen wie Ammoniak und Lachgas an.

Tierwohl- haltungs- stufe ¹	Ausgestaltung ¹	Auswirkungen auf THG-Emissionen bei Aufstieg aus vorheriger Stufe
	<p><u>Variante 2</u> Den Schweinen steht jederzeit ein Auslauf zur Verfügung, so dass sie äußere Witterungseinflüsse und Umwelteindrücke wahrnehmen können. Dabei gelten die oben genannten Flächenvorgaben für die Gesamtfläche aus Platz im Stall und Auslauf.</p>	
<p>Stufe 2: „Frischluf- tstall“</p>	<p>Die Tiere haben die Möglichkeit, sich in unterschiedlichen Klimabereichen aufzuhalten. Den „Frischlufstall“ gibt es in zwei Varianten:</p> <p><u>Variante 1</u> Den Schweinen wird innerhalb des Stalls ein dauerhafter Kontakt zum Außenklima ermöglicht: Jedes Tier hat jederzeit Zugang zu unterschiedlichen Klimabereichen. Schweine mit 30-50 kg haben pro Tier 0,7 m² Fläche im Stall, mit 50-110 kg sind es 1,3 m², mit 110-120 kg sind es 1,3 m², mit über 120 kg sind es 1,5 m². Der Bundesrat hat am 7. Juli 2023 der 8. Verordnung zur Änderung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung (8. Änderungsverordnung) nicht zugestimmt – daraus folgt, dass diese Bodenflächen verringert werden können, soweit Gründe des Tierschutzes nicht entgegenstehen, wobei der gesetzliche Mindeststandard nicht unterschritten werden darf. Allen Schweinen steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial (z. B. Sägespäne oder Stroh) zur Verfügung.</p> <p><u>Variante 2</u> Als Frischlufställe gelten auch überwiegend geschlossene Warmställe mit Auslauf, sofern die Gesamtfläche im Stall und im Auslauf mindestens folgende Größen hat: Schweine mit 30-50 kg haben pro Tier 0,7 m² Fläche im Stall, mit 50-110 kg sind es 1,1 m², mit 110-120 kg sind es 1,1 m², mit über 120 kg sind es 1,4 m². Den Schweinen steht jederzeit ein Auslauf zur Verfügung, so dass sie äußere Witterungseinflüsse und Umwelteindrücke wahrnehmen können. Allen Schweinen steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial (z. B. Sägespäne oder Stroh) zur Verfügung.</p>	<p><u>Mehrbedarf an Platz:</u> s. „Stall+Platz“</p> <p><u>Außenklimastall:</u> Nach Rösemann et al. (2023) liegt der Emissionsfaktor für einen güllebasierten Außenklimaställe 33 % unterhalb eines Vollspaltenbodens und bei strohbasierten Außenklimaställen 50 % unterhalb eines planbefestigten, eingestreuten Stalls.</p> <p><u>Kein Raufutter (Stroh, Heu):</u> Es wird kein Raufutter mehr zusätzlich zum Beschäftigungsmaterial benötigt, wodurch der N-Eintrag durch Stroh sinkt.</p> <p><u>Keine Abluftreinigung:</u> In freigelüfteten Ställen sind Abluftreinigungsanlagen nicht effektiv, maximal Unterflurabsaugung. Nach Rösemann et al. (2023) werden 80 % der Ammoniakemissionen bei zertifizierten und 20 % bei nicht zertifizierten Anlagen gemindert. Da jedoch nur etwa 17 % der Mastschweinetierplätze mit einer Abluftreinigung ausgestattet sind, würden nur bei diesen Tierplätzen ein Wegfall der Abluftreinigung gegenüber den vorherigen Tierwohlstufen zu einer Zunahme der Ammoniakemissionen führen.</p>
<p>Stufe 3: „Auslauf/ Freiland“</p>	<p>Mindestens 50 % mehr Platz bei der Auslaufhaltung als in der Haltungsform „Stall“ und jederzeit ins Freie – das sind die Charakteristika der Haltungsform „Auslauf/Weide“. Für die Haltungsform gibt es zwei Varianten:</p> <p><u>Variante 1: Auslauf</u> Die Tiere haben neben dem überwiegend geschlossenen Warmstall einen Auslauf und können einen eingestreuten Liegebereich (z. B. mit Stroh ausgelegt) nutzen. Die Schweine haben insgesamt mindestens 50 Prozent mehr Platz als in der Haltungsform „Stall“, dem gesetzlichen Mindeststandard.</p>	<p><u>Mehrbedarf an Platz:</u> Es wird im Stall weniger Platz als in der vorherigen Stufe benötigt, dafür aber wird ein Auslauf oder Weide benötigt. Gemäß der vorstehenden Einschätzung könnte der geringere Platzbedarf im Stall mehr Tiere ermöglichen, wenn ausreichend Auslauf angebaut werden kann.</p> <p><u>Emissionen durch Weide / Auflauf:</u> Im Emissionsinventar gibt es keinen Emissionsfaktor für Auslauf bei Mastschwei-</p>

Tierwohl- haltungs- stufe ¹	Ausgestaltung ¹	Auswirkungen auf THG-Emissionen bei Aufstieg aus vorheriger Stufe
	<p>Schweine mit 30-50 kg haben pro Tier 0,5 m² Fläche im Stall sowie 0,25 m² im Auslauf, mit 50-110 kg sind es 1,0 m² Stall sowie 0,5 m² Auslauf, mit 110-120 kg sind es 1,0 m² Stall sowie 0,5 m² Auslauf, mit über 120 kg sind es 1,5 m² Stall sowie 0,8 m² Auslauf. Allen Schweinen steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial (z. B. Sägespäne oder Stroh) zur Verfügung.</p> <p><u>Variante 2: Weide</u></p> <p>Die Schweine leben dauerhaft im Freien, ohne festen Stall. Auf der Weide können sie eine Schutz Einrichtung mit Liegebereich nutzen. Allen Schweinen steht organisches und faserreiches Beschäftigungsmaterial (z. B. Sägespäne oder Stroh) zur Verfügung.“</p>	<p>nen. Wolf et al. (2023) haben Emissionsmessungen an freigelüfteten Mast-schweineställen mit Auslauf vorgenommen und einen Emissionsfaktor von 2,6 kg NH₃-N je Tierplatz und Jahr ermittelt. In der gleichen Versuchsreihe wurden auch zwangsbeflüchtete Ställe gemessen. Der Emissionsfaktor mit Auslauf lag 7,1 % unterhalb des Emissionsfaktors für zwangsgelüftete Ställe (Wolf et al. 2023). Die Emissionsfaktoren aus Rösemann et al. (2023) sind nicht Tierplatz-bezogen, weshalb diese nicht verglichen werden können. Da jedoch im Vergleich zu zwangsbeflüchteten Ställen die Emissionen in Außenklimaställen um 33 – 50 % (s.o.) sinken, kann von einer Zunahme der Ammoniakemissionen vom Außenklimastall zum freigelüfteten Stall ausgegangen werden.</p>
Stufe 4: Haltungs- form Bio“	<p>Die Schweine haben hier mindestens 150 % mehr Platz als in der Haltungsform „Stall“, dem gesetzlichen Mindeststandard. Schweine mit 35-50 kg haben pro Tier 0,8 m² Fläche im Stall sowie 0,6 m² Auslauf, mit 50-85 kg sind es 1,1 m² Stall sowie 0,8 m² Auslauf, mit 85-110 kg sind es 1,3 m² Stall sowie 1 m² Auslauf, mit über 110 kg sind es 1,5 m² Stall sowie 1,2 m² Auslauf.</p> <p>Für die Bio-Haltung gelten die Anforderungen des EU-Öko-Rechtsrahmens – bspw. die Einstreu mit Stroh oder anderen Naturmaterialien und eine Mindest-Säugezeit von 40 Tagen. (...) Grundsätzlich werden Bio-Schweine mit 100 % biologisch erzeugten Futtermitteln gefüttert. 30 % der Futtermittel müssen aus dem Betrieb selbst oder – falls nicht möglich – aus derselben Region stammen. Wenn bestätigt wird, dass ökologische Eiweißfuttermittel nicht in ausreichender Menge zur Verfügung stehen, dürfen lediglich an Ferkel unter 35 kg bis zu 5 % nichtbiologisch erzeugte Eiweißfuttermittel verfüttert werden, da bei Jungtieren in dieser Phase die Versorgung mit essentiellen Aminosäuren besonders entscheidend ist.</p>	<p><u>Mehrbedarf an Platz:</u> s. „Stall+Platz“</p> <p><u>Tierleistungen:</u> Im Ökolandbau sind die Tierleistungen geringer (Kap. 0, A.1.4), wodurch die auf die Produktmenge bezogenen Emissionen steigen. Eine ausführliche Bewertung der Emissionsentwicklung bei Umstellung auf Ökolandbau erfolgte in Kap. 2.5.3.</p>

¹ Nach BMEL (2024a); Vorschriften ohne Bezug zu THG- und N-Emissionen weggelassen.

Die letzte strukturelle Maßnahme zielt darauf ab, die Stickstoffeinträge durch Mineraldünger (ZEd) und die damit verbundenen THG-Emissionen durch die Einführung einer Stickstoffsteuer zu reduzieren. Das Minderungspotenzial liegt bei 0,2 Mio. t CO₂-Äq. für eine Preiselastizität der N-Mineraldüngung von -0,2 (Szenario 2) mit einer Spanne von 0,1 - 0,4 Mio. t CO₂-Äq. bei Annahme von Preiselastizitäten von -0,1 bzw. -0,4.

2.5.5 Ergebnis der Gesamtwirkung kombinierter Klimaschutzmaßnahmen

Kombinationen der Maßnahmen des Klimaschutzprogramms

In Tabelle 59 sind die Gesamtwirkungen der drei Maßnahmen M1 bis M3 des KSP 2030 für drei Kombinationen (unterschiedliche Szenarien) „aktuelles KSP“, „maximale Wirkung“ und „realistische Annahmen“ (Kap. 2.3.6) zusammengefasst dargestellt. Für die Kombination „aktuelles KSP“ ergibt sich ein Gesamtminderungspotenzial von 7,2 Mio. t CO₂-Äq. gegenüber der Baseline-Projektion 2030.

Tabelle 59: THG-Einsparung der Maßnahmen der drei Kombinationen „aktuelles KSP“, „maximale Wirkung“ und „realistische Annahmen“ jeweils einzeln und in der Gesamtwirkung.

Maßnahme	Einsparung im Vergleich zur Baseline 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]		
	„Aktuelles KSP“	„Maximale Wirkung“	„Realistische Annahmen“
M1: Reduzierung N-Überschuss - plus NEC	1,7 (Szenario 1) 0,5	1,5 (Szenario 2) 0,5	0,5 (Szenario 3) 0,5
M2: Wirtschaftsdüngervergärung	5,0 (Szenario 3)	4,3 (Szenario 4)	1,1 (Szenario 1)
M3: Ausweitung Ökolandbau	0,8 (Szenario 1)	4,6 (Szenario 4)	1,6 (Szenario 2)
Gesamt (kombinierte Wirkung)	7,2	10,0	3,5

Die Summe der einzelnen Maßnahmen hingegen ist mit 8,0 Mio. t CO₂-Äq. etwas höher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Mineraldüngereinsparungen für den Ausbau des Ökolandbaus (M3) sich bereits auf die Einsparungen durch die Reduktion der N-Überschüsse (M1) auswirkt.

Für die Kombination „maximale Wirkung“ ist dies ebenfalls festzustellen: Die Summe der Einzelwirkungen liegt mit 10,9 Mio. t CO₂-Äq. etwa 0,9 Mio. t CO₂-Äq. oberhalb der kombinierten Wirkung von 10,0 Mio. t CO₂-Äq. Die Wirkung der Kombination „maximale Wirkung“ liegt 2,8 Mio. t CO₂-Äq. höher als die Minderung der Kombination „aktuelles KSP“.

Die kombinierte Wirkung der „realistischen Annahme“ ist mit 3,5 Mio. t CO₂-Äq. wesentlich geringer als die anderen beiden Kombinationen des KSP. Das ist darauf zurückzuführen, dass die derzeitigen Trends zur Entwicklung des Ökolandbaus und der Wirtschaftsdüngervergärung sowie zur Wirksamkeit der DüV geringere Minderungseffekte erwarten lassen, als in den anderen Kombinationen zum Teil angenommen wird. Auch für die „realistische Annahmen“ liegt die kombinierte Wirkung mit 3,5 Mio. t CO₂-Äq. unterhalb der Summe der Einzelwirkungen von 3,7 Mio. t CO₂-Äq., was ebenfalls auf die Mineraldüngereinsparungen zurückzuführen ist.

Kombinationen der zusätzlichen Maßnahmen

Für die Kombination „Technische Maßnahmen“ wird eine kombinierte Minderung von 7,6 Mio. t CO₂-Äq. erreicht (Tabelle 60). Die Summe der Einzelminderungen von 8,3 Mio. t CO₂-Äq. wird nicht erreicht, da unter anderem infolge der Reduktion der Mineraldüngerzugabe durch die Entfrachtung von Überschussregionen weniger Stickstoff ausgebracht wird. Dementsprechend ist die Minderung durch Nitrifikationshemmer auf die Lachgasemissionen bei Düngung geringer, da weniger Mineraldünger ausgebracht wird.

Tabelle 60: THG-Einsparung der Maßnahmenkombination „Technische Maßnahmen“ einzeln und in der Gesamtwirkung.

Maßnahme	Einsparung im Vergleich zu 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]
ZAf: Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	1,0
ZBb: Entfrachtung von Überschussregionen (Szenario 2)	0,1
M2: Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung (Szenario 4)	4,3
ZDd: Gülle-Ansäuerung im Stall (Szenario 2)	1,6
ZDd: Futterzusätze	1,3
Gesamt (kombinierte Wirkung)	7,6

In Tabelle 61 sind die Wirkungen der Kombination „Synergie-Maßnahmen“ dargestellt. Insgesamt wird eine Minderung von 3,9 Mio. t CO₂-Äq. erreicht, die damit etwas höher ist als die Summe der einzelnen Minderungen in Höhe von 3,8 Mio. t CO₂-Äq. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Anzahl von Milchkühen mit Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV je Hektar (ZEb) niedriger ist als bei der Förderung der Mehrnutzungsrinder (ZDb). Die Kombination mit der geringeren Tierleistung (Milchleistung, Schlachtgewicht) aus der ZDb führt zu einer leicht erhöhten Gesamtminderung.

Tabelle 61: THG-Einsparung der Maßnahmenkombination „Synergie-Maßnahmen“ einzeln und in der Gesamtwirkung.

Maßnahme	Einsparung im Vergleich zu 2030 [Mio. t CO ₂ -Äq.]
ZAd: Anbau von Körnerleguminosen (Szenario 2)	0,5
ZBa: Vergärung von Nebenernteprodukten (Szenario 2)	0,02
ZCb: Emissionsoptimierter Offenstall	0,4
ZDb: Förderung von Mehrnutzungsrindern (Szenario 1)	0,8
ZEb: Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV je Hektar	2,0
Gesamt (kombinierte Wirkung)	3,9

Gesamtkombinationen aller effektiven Maßnahmen

In der Gesamtheit haben die effektivsten im E-MoLL-Projekt untersuchten Maßnahmen ein Minderungspotenzial von insgesamt 16,6 Mio. t CO₂-Äq., wenn die maximal mögliche Umsetzung erfolgt („E-MoLL-Maximum“). Mit den aus derzeitiger Sicht realistischen Umsetzungsgraden wird jedoch nur eine Gesamtminderung von 8,5 Mio. t CO₂-Äq. erreicht („E-MoLL Realistisch“). Die für 2030 berechneten Gesamtemissionen des landwirtschaftlichen Sektors (ohne stationäre und mobile Feuerung) lägen damit bei 37,4 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 45,5 Mio. t CO₂-Äq.

Wird das Minderungspotenzial aus der Summe der Einzelmaßnahmen berechnet, ist dieses in „E-MoLL Maximum“ mit 21,2 Mio. t CO₂-Äq. wesentlich höher als die 16,6 Mio. t CO₂-Äq. in der

komбинierten Berechnung. In „E-MoLL Realistisch“ werden mit den Einzelmaßnahmen 8,9 Mio. t CO₂-Äq. erzielt, die Gesamtminderung beträgt 8,5 Mio. t CO₂-Äq. (Tabelle 61). Der Grund hierfür liegt u.a. darin, dass in mehreren Maßnahmen ein Rückgang der Tierzahlen und des Mineraldüngereinsatzes die Höhe des THG-Minderungspotenzial beeinflusst und folglich bei der Berechnung der Gesamtkombinationen die Tierzahlreduktionen und die Mineraldüngereinsparungen nicht aufsummiert werden. Auch die Minderungswirkung durch Futterzusätze und Nitrifikationshemmer wird durch insgesamt geringere Tierzahlen und somit geringeren Methanemissionen aus der enterischen Fermentation reduziert. Hinzu kommen die geringeren Emissionen aus der N-Düngung mit Mineraldünger, organischen Düngern und Gärresten, wodurch die Lachgasemissionen sinken.

Tabelle 62: THG-Einsparung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ einzeln und in der Gesamtwirkung.

Maßnahme	THG-Minderung [Mio. t CO ₂ -Äq.] der Gesamtkombinationen	
	„E-MoLL Maximum“	„E-MoLL Realistisch“
M1: Senkung der N-Überschüsse	1,5	0,5
M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (Anteil des Anfalls insgesamt)	4,3	1,1
M3: Ausbau des Ökolandbaus (Anteil an der LF)	4,6	1,6
ZAf: Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	2,7	1,0
ZAd: Anbau von Körnerleguminosen	1,1	0,6
ZCb: Emissionsoptimierter Offenstall	0,4	0,4
ZCd: Gülle-Ansäuerung im Stall	1,6	(nicht einbezogen)
ZDb: Förderung von Mehrnutzungsrindern	0,8	0,8
ZDd: Futterzusätze	2,2	0,9
ZEb: Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha ⁻¹	2,0	2,0
Gesamt (kombinierte Wirkung)	16,6	8,5

Anmerkungen zur Ausgestaltung der einzelnen Maßnahmen in der jeweiligen Gesamtkombination in Kap. 2.3.6.

2.6 Trade-offs der Klimaschutzmaßnahmen

Die in Kap. 2.3 betrachteten Klimaschutzmaßnahmen werden auch im Hinblick auf die damit verbundenen Trade-Offs untersucht. Das beinhaltet die Auswirkungen auf andere Umweltbereiche (Atmosphäre, Gewässer, Biodiversität, Boden). Weiterhin wird bewertet, wie sich die Maßnahmen auf die THG-Emissionen anderer Sektoren auswirken (Biogasproduktion, Mineraldüngereinsparungen, Import von Futtermitteln/Lebensmitteln, Änderung des Energiepflanzenanbaus). Die Bewertung erfolgt soweit möglich quantitativ, ansonsten erfolgt eine qualitative Einschätzung.

2.6.1 Auswirkungen auf andere Umweltbereiche

2.6.1.1 Atmosphäre / Luft

Die Ammoniak-, NO_x-, NMVOC- und Partikelemissionen in die Atmosphäre werden mit dem EMMA-L-NC-Modell berechnet, wofür das Modell ursprünglich entwickelt wurde (Häusermann et al., 2020). Für die verschiedenen Luftschadstoffe werden der Stand 2021, die Baseline-Projektion 2030 sowie die jeweiligen Maßnahmen szenarien 2030 verglichen. Die Entwicklung der Luftschadstoffe zeigt, dass in der Baseline-Projektion die Ziele der NEC-Richtlinie nicht erreicht werden. Für alle Luftschadstoffe sinkt in der Baseline-Projektion der Ausstoß der Luftschadstoffe geringfügig gegenüber der IST-Situation für 2021 (Tabelle 63).

Tabelle 63: Freisetzung von Luftschadstoffen (in Gg a⁻¹) der verschiedenen Kombinationen der Klimaschutzmaßnahmen.

Kombination	Ammoniak [Gg NH ₃]	Feinstaub [Gg PM _{2,5}]	NO _x [Gg NO _x -N] ¹	NMVOC [Gg NMVOC]
IST 2021	490,6	3,61	105,0	293,6
BL 2030	428,0	3,42	104,4	275,3
Aktuelles KSP	386,0	*	81,9	*
maximale Wirkung	372,1	3,08	76,6	259,2
Realistische Annahmen	416,9	3,30	94,9	273,4
Technische Maßnahmen	394,8	*	100,8	*
Synergie-Maßnahmen	356,3	2,92	96,8	256,7
E-MoLL Maximum	325,8	2,8	70,2	250,1
E-MoLL Realistisch	370,4	2,9	90,6	256,3
NEC-Ziel 2030²	393,9	2,16	40,6	233,7

* keine Änderungen ggü. Baseline 2030.

¹ Für landwirtschaftliche NO_x-Emissionen besteht keine Minderungsverpflichtung (NEC-Richtlinie 2001/81/EG).

² Das NEC-Ziel wird aus dem für 2005 mit dem Modell berechneten Ammoniakausstoß und dem relativen Minderungsziel der NEC-Richtlinie bis 2030 berechnet.

Die Ziele für die Ammoniakemissionen werden mit den Kombinationen „aktuelles KSP“ und „maximale Wirkung“ erreicht. Mit der Kombination „realistische Annahmen“ werden die NEC-Ziele dagegen nicht erreicht, die Ammoniakemissionen sinken nur geringfügig gegenüber der Baseline 2030. Die Kombination „technische Maßnahmen“ verfehlt die NEC-Ziele für Ammoniak minimal. Die „Synergie-Maßnahmen“-Kombination erreicht die Ziele hingegen und weist zudem die geringsten Ammoniakemissionen aller Kombinationen auf. Mit den beiden Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ werden die Ammoniakemissionen soweit gesenkt, dass die NEC-Ziele erreicht werden.

Die Feinstaub-Emissionen bleiben bei allen Maßnahmen weit oberhalb des Zielwerts der NEC-Richtlinie in Höhe von ... für 2030. Zudem werden mit „technischen Maßnahmen“ und „aktuelles KSP“ keine Änderungen gegenüber der Baseline 2030 erreicht. Diese beiden Kombinationen sind die einzigen, in denen keine Änderungen der Tierzahlen erfolgen, welche nach derzeitiger GAS-EM-Methodik (Rösemann et al, 2023) die Feinstaubemissionen am

stärksten beeinflussen. Die geringsten Feinstaubemissionen aller Kombinationen werden mit den „Synergie-Maßnahmen“ sowie mit den beiden Gesamtkombinationen erreicht.

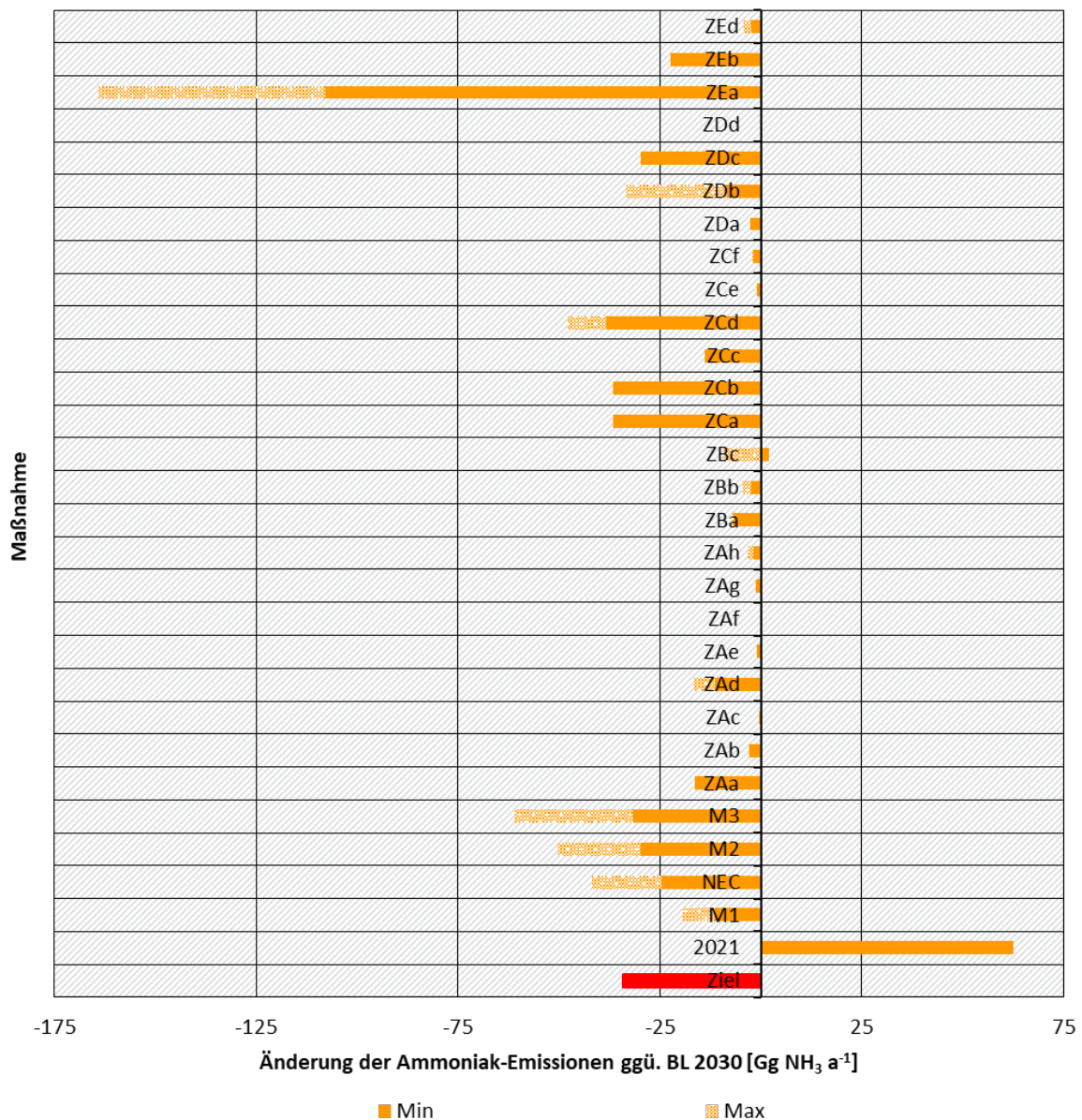
Die NO_x -Emissionen der Landwirtschaft müssen nach NEC-Richtlinie nicht erreicht werden. Für die Bewertung dieser Emissionen wird aber ein hypothetisches Minderungsziel, orientiert an den Vorgaben für NO_x -Emissionen der anderen Sektoren, berechnet. Diese würde mit keiner Kombination erreicht werden, wobei die „maximale Wirkung“-Kombination des KSP die geringsten NO_x -Emissionen erzeugen würde, abgesehen von den beiden Gesamtkombinationen.

Die Freisetzung von flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) werden – wie Feinstaub – nur in Kombinationen mit Änderungen der Tierzahlen gegenüber der Baseline 2030 verändert. Wie bei Feinstaub sinken die NMVOC-Emissionen in der Kombination „Synergie-Maßnahmen“ am stärksten, bleiben aber noch oberhalb des Minderungsziels der NEC-Richtlinie. Noch geringere NMVOC-Emissionen werden mit den beiden Gesamtkombinationen erreicht, wobei auch diese oberhalb des NEC-Zielwerts liegen.

Der Einfluss der Maßnahmen auf Biodiversität kann nur qualitativ bewertet werden. Die Überschreitung der Critical Levels von 1 bzw. 3 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft für die Ammoniak-Luftkonzentrationen wirkt sich negativ auf N-sensitive Pflanzen aus. Im Rahmen dieses Projektes werden zwar auf Bundesebene Ammoniakfreisetzungen (Abbildung 25) berechnet, die Einhaltung der Critical Level kann im lokalen Maßstab aufgrund der fehlenden räumlich differenzierten Maßnahmenberechnung jedoch nicht überprüft werden. Daher kann die Entwicklung der Ammoniakemissionen nur einen Hinweis darauf geben, ob sich die Ammoniakluftkonzentrationen potenziell eher verringern oder erhöhen würden, die Veränderung der lokalen Luftkonzentrationen durch die Maßnahmen kann jedoch nicht abgeschätzt werden.

Der Einfluss der Einzelmaßnahmen auf die Luftschadstoff-Emissionen wird in den Abbildung 25 bis Abbildung 28 dargestellt. Für Ammoniak (Abbildung 25) wirken alle Maßnahmen emissionsmindernd. Ausnahme ist hier die Änderung im Substratinput durch den Anbau von Blühstreifen (ZBc). Die Maßnahmen optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa), emissionsoptimierte Offenställe (ZCb), Gülleansäuerung im Stall (ZCd) sowie veränderter Konsum (ZEa) haben das größte Minderungspotenzial. Mit diesen Maßnahmen kann das Minderungsziel der NEC-Richtlinie erreicht werden, mit dem NEC-Szenario wird dieses Ziel jedoch nicht erreicht werden (Kap. 2.7). Besonders hohe Minderungen weisen zudem die Maßnahmen N-reduzierte Fütterung (ZDc) sowie der Ausbau des Ökolandbaus (M3) und die Vergärung von Wirtschaftsdünger (M2) auf, wobei die Variation in den Szenarien von M3 bzw. M2 bei 30 bzw. 20 Gg NH_3 liegt.

Abbildung 25: Ammoniakemissionen der Klimaschutzmaßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.

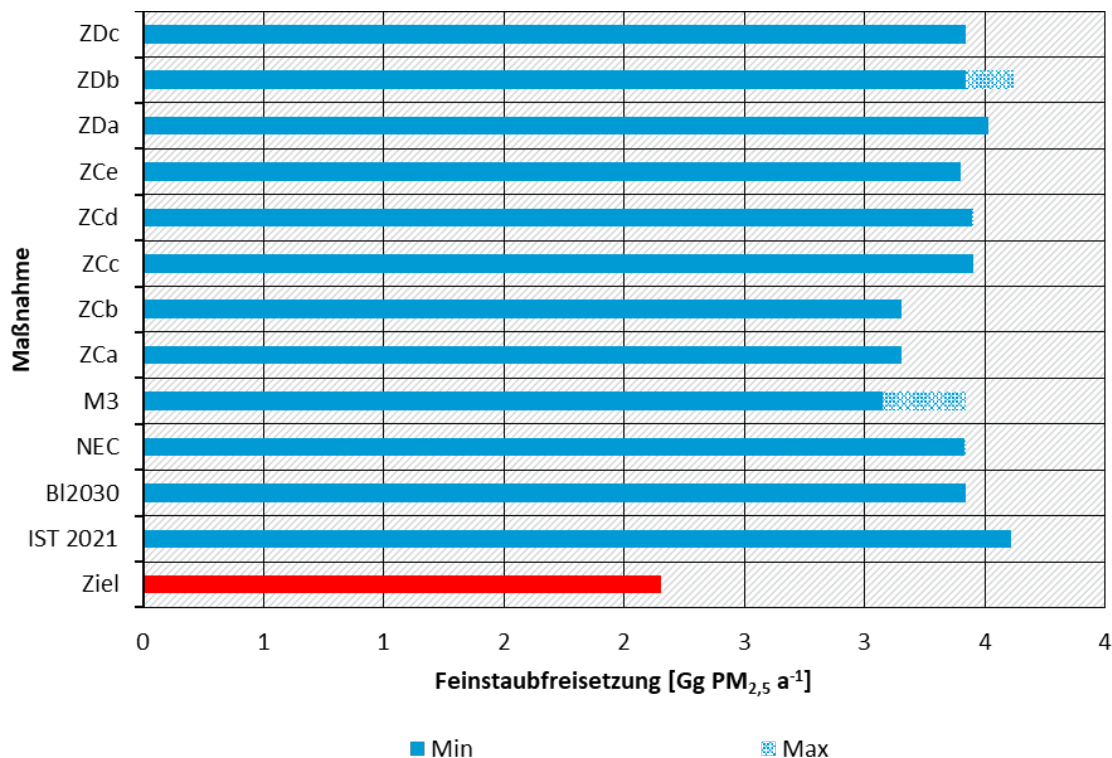


Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen). Das NEC-Ziel wird aus dem für 2005 mit dem Modell berechneten Ammoniakausstoß und dem relativen Minderungsziel der NEC-Richtlinie bis 2030 berechnet.

Die Maßnahmen zeigen, dass die Partikelfreisetzung am stärksten durch den Ausbau des Ökolandbaus (Maßnahme M3), einen veränderten Konsum (ZEa) und durch die Begrenzung der Viehbesatzdichte gemindert werden kann. Die Minderungen für die Maßnahmen M3 und ZEa unterscheiden sich in den Szenarien jedoch stark. Diese drei Maßnahmen haben gemeinsam, dass die Tierzahlen (in GV-Einheiten) am stärksten sinken (Abbildung 24). Das Minderungsziel von 2,16 Gg PM_{2,5} a⁻¹ wird mit keiner Maßnahme erreicht. Durch optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement bzw. emissionsoptimierte Offenställe (ZCa, ZCb), durch die Förderung von Mehrnutzungsrindern (ZDb) und die Erhöhung der Lebensleistungen von Rindern (ZDa) steigen die Feinstaubemissionen an. Die beiden letztgenannten Maßnahmen beinhalten zwar auch Tierzahlreduktionen, jedoch steigt in diesen beiden Maßnahmen die Milchkuhzahl an. Die Zunahme von Weidegang (ZCe) wirkt sehr geringfügig emissionsmindernd auf Feinstaub aus. Durch das NEC-Szenario werden die Partikelfreisetzung minimal gemindert. Die

anderen Maßnahmen wirken sich nicht auf die Feinstaubemissionen aus, weshalb sie in Abbildung 26 nicht enthalten sind.

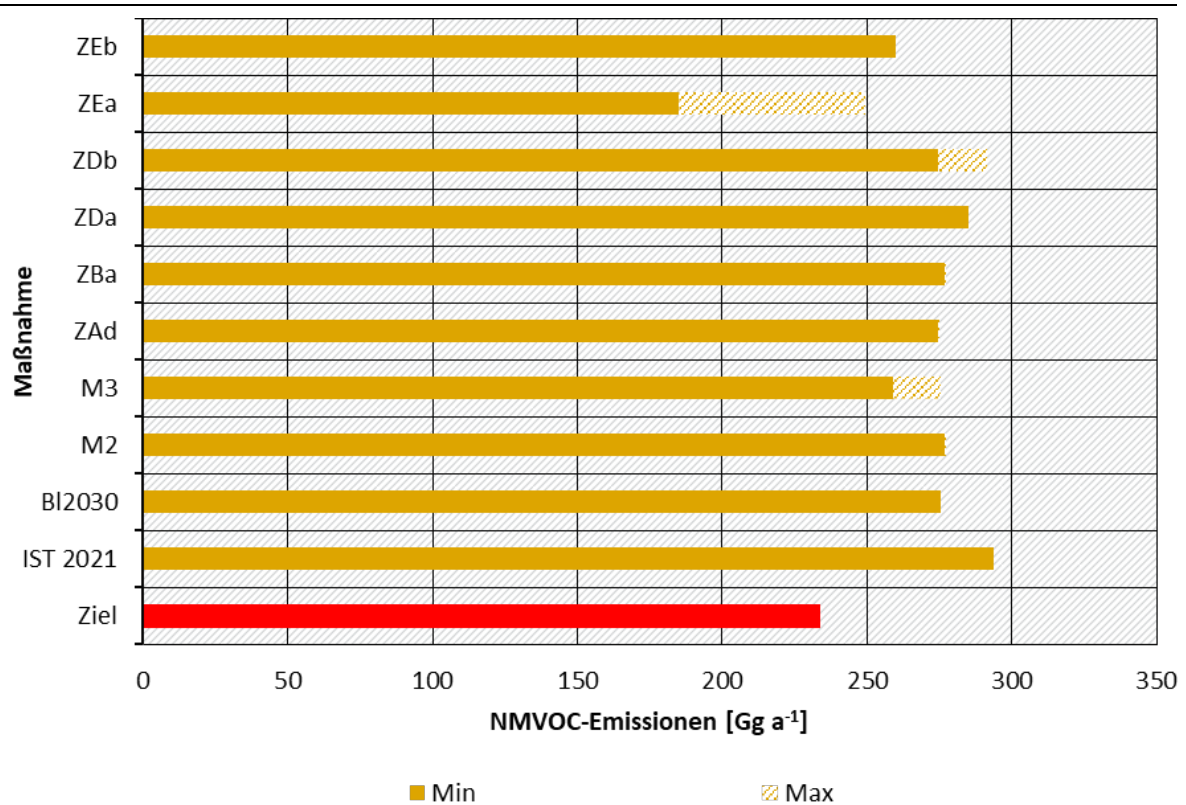
Abbildung 26: Feinstaubemissionen ($PM_{2,5}$) für ausgewählte Maßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen); Maßnahmen ohne Minderungswirkung sind nicht enthalten. Das NEC-Ziel wird aus dem für 2005 mit dem Modell berechneten Feinstaubausstoß und dem relativen Minderungsziel der NEC-Richtlinie bis 2030 berechnet.

Ähnlich verhält es sich mit dem Ausstoß von NMVOC-Verbindungen, die am stärksten beim Ausbau des Ökolandbaus (M3), durch veränderten Konsum (ZEa) und durch die Begrenzung der Viehbesatzdichte (ZEb) gemindert werden, jedoch noch oberhalb des Zielwertes nach NEC-Richtlinie liegen. Je nach Szenario für M3 und ZEa fallen die Minderungen geringer aus, insbesondere beim Ökolandbau (M3). Die Minderungen beim Anbau von Körnerleguminosen (ZAd) und bei der Förderung von Mehrnutzungsrindern (ZDb) fallen eher gering aus. Bei ZDb übersteigen je nach Szenario die NMVOC-Emissionen die Emissionen der Baseline 2030. Der NMVOC-Ausstoß wird mit der Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa) und mit der Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (M2) leicht gesteigert, mit der Erhöhung der Lebensleistung von Milchkühen (ZDa) am stärksten von allen Maßnahmen. Alle weiteren Maßnahmen wirken sich nicht oder nur sehr geringfügig auf den NMVOC-Ausstoß aus und sind daher in Abbildung 27 nicht dargestellt.

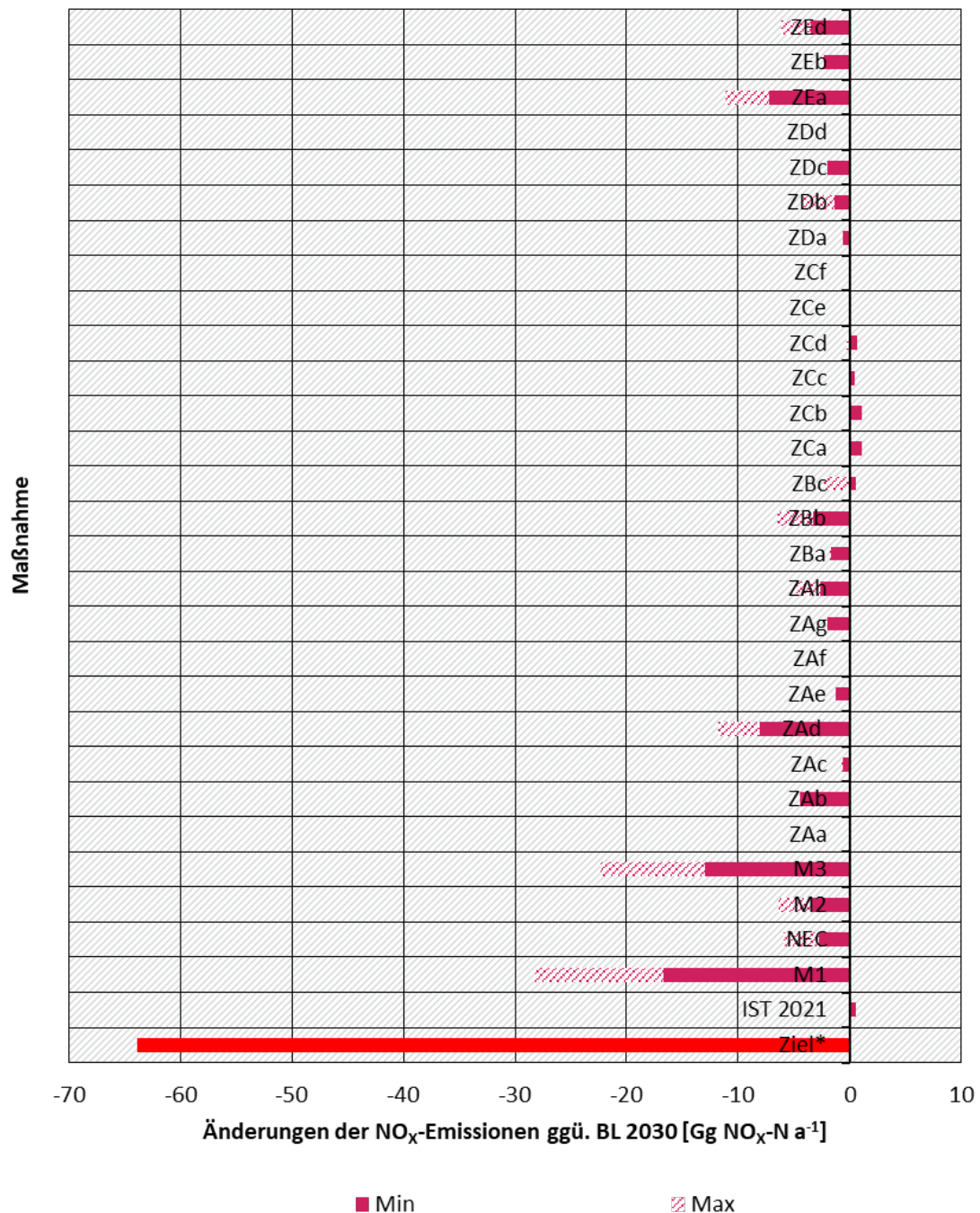
Abbildung 27: NMVOC-Emissionen für ausgewählte Maßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen); Maßnahmen ohne Minderungswirkung sind nicht enthalten. Das NEC-Ziel wird aus dem für 2005 mit dem Modell berechneten NMVOC-Ausstoß und dem relativen Minderungsziel der NEC-Richtlinie bis 2030 berechnet.

Der NO_x-Ausstoß wird durch die meisten Maßnahmen reduziert. Die Minderungswirkung der Maßnahmen ist dabei vergleichbar hoch, für die Maßnahmen mit Minderung der Mineraldüngung wie M1 (Minderung der N-Überschüsse) und M3 (Ausbau des Ökolandbaus) sind größere Minderungen erkennbar. Jedoch reicht keine Maßnahme aus, um das Ziel der NEC-Richtlinie, welches jedoch nicht für den Sektor Landwirtschaft gilt, zu erreichen (Abbildung 28).

Abbildung 28: NO_x-Emissionen der Klimaschutzmaßnahmen im Vergleich zu den IST-Emissionen (2021), der Baseline 2030 sowie dem Ziel für 2030 nach NEC-Richtlinie.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen)

* Kein Minderungsziel in NEC-Richtlinie für landwirtschaftliche NO_x-Emissionen, Ziel aus Minderungszielen der anderen Sektoren abgeleitet. Das NEC-Ziel wird aus dem für 2005 mit dem Modell berechneten NO_x-Ausstoß und dem relativen Minderungsziel der NEC-Richtlinie bis 2030 berechnet.

2.6.1.2 Gewässer

Der Einfluss der Maßnahmen auf die Gewässergüte (Parameter Nitratkonzentration) kann semi-quantitativ bewertet werden. Hierfür wird der N-Gesamteintrag in den Boden für den Stand 2021, die Baseline- Projektion 2030 sowie die jeweiligen Maßnahmenzenarien 2030 verglichen. Neben dieser semi-quantitativen Bewertung erfolgt eine qualitative Bewertung in

Bezug auf den N-Überschuss sowie Einfluss auf die Gewässergüte durch andere Stoffeinträge als Stickstoff.

Nach GAS-EM-Methodik des Thünen-Instituts (Rösemann et al. 2023), welche die methodische Grundlage für EMMA-L-NC ist, wird das Nitrat-Auswaschungspotenzial aus der N-Menge vor der Ausbringung berechnet¹². N-Abfuhr und Sickerwasserneubildung gehen dabei nicht in die Berechnung des Nitratauswaschungspotenzials ein. Es wird hingegen ein bundesweit konstanter Auswaschungsfaktor von $0,3 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ angewendet. Durch diese methodische Vorgabe, dass die N-Auswaschung aus der N-Menge vor der Ausbringung berechnet wird, kann die GAS-EM-Methodik eine Verminderung der Lachgas- und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung in Bezug auf die N-Auswaschungsmenge nicht abbilden. Daher wird im vorliegenden Projekt für die Bewertung der potenziellen Gefährdung von Gewässern durch Nitrat-Auswaschung (Grundwasser) und N-Eintrag in Oberflächengewässer und Meere zusätzlich zum Nitratauswaschungspotenzial (berechnet nach GAS-EM-Methodik) auch der N-Eintrag in den Boden betrachtet.

Gegenüber 2021 wird in der Baseline-Projektion 2030 von einer Zunahme des Nitrat-Auswaschungspotenzials von $4,23 \text{ Gg N a}^{-1}$ ausgegangen (Tabelle 64). Auch der N-Eintrag in den Boden steigt um 30 Gg N an. Insbesondere Maßnahmen, die die Ammoniak- und Lachgasemissionen im Stall mindern, wirken sich steigernd auf das Nitrat-Auswaschungspotenzial aus. Dazu zählen die Ansäuerung im Stall (ZCd) und bei Ausbringung (ZAa), der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf) und Güllezusätzen (ZCf) sowie die Zunahme von Weidegang (ZCe).

Zum Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen ist anzumerken, dass durch die Nitrifikationshemmer auch die N-Auswaschung gemindert werden kann, da die Nitrifikation von Ammonium-N zu Nitrit und dann zu Nitrat gehemmt wird (Beisecker et al. 2023; Kübeck et al. 2022). Das Ammonium-N ist für Pflanzen länger verfügbar, weniger Stickstoff wird ausgegast (Lachgas) oder ausgewaschen (Nitrat). Die Wirksamkeit der Inhibitoren auf die N-Auswaschung ist in der Maßnahmenberechnung nicht berücksichtigt, da nach Beisecker et al. (2023) die Datengrundlage in der Literatur zu unsicher sei, um die Wirksamkeit der Inhibitoren auf die Nitrat-Auswaschung zuverlässig zu bewerten. In Kübeck et al. (2022) wird darauf hingewiesen, dass sowohl der eingesetzte Wirkstoff als auch die Standortbedingungen wie pH-Wert und Ausbringungstechnik die Wirksamkeit der Nitrifikationshemmer auf die Nitrat-Auswaschung beeinflussen. Biewald et al. (2025) weisen auch darauf hin, dass die Studienlage zur Nitrat-Auswaschung beim Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen derzeit bezüglich Anzahl der Studien und der Variationen der Standortbedingungen keine abschließende Bewertung erlaubt. Auf Grundlage dieser Erkenntnisse wird für die Nitrifikations-Hemmstoffe kein zusätzliches Nitrat-Auswaschungsminderungspotenzial berücksichtigt.

Kaupenjohann et al. (2019) haben die Umweltwirkungen bei Ansäuerung von Gülle und Gärresten untersucht. Darin wird auf die Studie von Park et al. (2018) verwiesen, in der eine um -18% verringerte Nitrat-Auswaschung auf einem Feld in Südkorea mit Deutschem Weidelgras festgestellt werden konnte und der hemmende Einfluss der Ansäuerung auf die Nitrifikation mit der Wirkung von Nitrifikations-Hemmstoffen verglichen wird. Eine Wirkung auf die Nitrat-Auswaschung wird, wie bei den Nitrifikations-Hemmstoffen selbst, nicht berücksichtigt, ein potenziell positiver Einfluss ist möglich.

¹² Dieser Ansatz entspricht der IPCC-Methodik. In der jüngsten Version des GAS-EM-Modells ist eine eigene Methodik implementiert worden, die auf dem N-Überschuss aufbaut (Vos, C.; Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S. et al. 2024).

Für den Bereich Stall wirken sich Güllekühlung (ZCc), emissionsoptimierter Offenstall (ZCb) und verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa) negativ auf die potenzielle Nitrat-Auswaschung aus. Besonders stark sind die Zunahmen bei der Kofermentation von Blühwiesenschnitt mit Energiepflanzen (ZBc). Diese Maßnahmen haben gemeinsam, dass der Gesamt-N-Input steigt (ZBc) oder unverändert bleibt. Die gasförmige Freisetzung von N-Verbindungen im Wirtschaftsdüngermanagement wird gemindert, wodurch mehr Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässer gelangen kann. Bei diesen Maßnahmen ist somit, sofern sie nicht mit anderen Maßnahmen kombiniert werden, mit einer Verlagerung der Umweltwirkungen von Klima und Luft in die Gewässer zu rechnen.

Alle Maßnahmen, in denen der N-Input durch geringere Tierzahlen (bspw. ZEa) oder Mineraldüngermengen (bspw. ZEc) gemindert werden, wirken sich positiv auf den N-Eintrag in den Boden und das potenzielle Nitrat-Auswaschungspotenzial aus. Dies fällt auch bei Betrachtung der drei Maßnahmen des KSP auf: durch die Erhöhung des Anteils des Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird (M2), steigt das Nitrat-Auswaschungspotenzial von 984 Gg N in der Baseline 2030 auf bis zu 1004 Gg N an, da durch den Rückgang von Ammoniak- und Lachgasemissionen mehr Stickstoff mit den Gärresten ausgebracht wird. Im Gegensatz dazu sinkt beim Ausbau des Ökolandbaus (M3) bzw. der Senkung der N-Überschüsse (M1) das Nitrat-Auswaschungspotenzial auf bis zu 863 Gg N bzw. 857 Gg N, bedingt durch die Minderung der Mineraldüngereinsatzmenge (beide Maßnahmen) und durch den Rückgang der Tierzahlen (M3).

Die Maßnahmen-Kombinationen haben teilweise starken Einfluss auf die Höhe des Nitrat-Auswaschungspotenzials. In den drei Kombinationen der Maßnahmen des KSP sinken diese auf 908,6 – 778,7 Gg N. Etwas höher ist das Nitrat-Auswaschungspotenzial der „Synergie-Maßnahmen“-Kombination mit 881,4 Gg N. Die Kombination „technische Maßnahmen“ reduziert gegenüber der Baseline 2030 zwar auch das Nitrat-Auswaschungspotenzial, mit 962,8 Gg N liegt dieses jedoch weit über den Potenzialen der anderen Kombinationen.

Die beiden Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ können das Nitrat-Auswaschungspotenzial stark auf 697,7 Gg N bzw. 867,5 Gg N senken. Bezogen auf den N-Eintrag in den Boden sind die Minderungen mit 1.646 Gg N („E-MoLL Maximum“) und 2.133 Gg N („E-MoLL Realistisch“) ebenfalls hoch.

Zusätzlich zur Bewertung von potenziellen Stickstoff-Einträgen wird auch die Gefährdung von Gewässern durch den Einsatz von chemischen Zusätzen qualitativ bewertet. Das Nitrat-Auswaschungspotenzial kann in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, wie oben beschrieben, potenziell durch Nitrifikationshemmer gemindert werden (Kübeck et al. 2022; Beisecker et al. 2023). Jedoch wird in Beisecker et al. (2023) auch darauf verwiesen, dass die Wirkstoffe ins Grundwasser verlagert werden können. Auch dabei sind die Wirksamkeit, die Mobilität und der Abbau von den Standortbedingungen, insbesondere dem pH-Wert abhängig (Beisecker et al. 2023; Kübeck et al. 2022). Auch zwischen den verschiedenen Wirkstoffen bestehen Unterschiede hinsichtlich Mobilität und Abbaubarkeit (Beisecker et al. 2023). Zur ökotoxikologischen Wirkung der Nitrifikationshemmer bestehen laut Karges et al. (2023) noch Forschungslücken. Biewald et al. (2025) haben die Umweltwirkungen von Nitrifikations-Hemmstoffen wirkstoffspezifisch ausgewertet und konnten jedem der untersuchten Stoffe eine oder mehrere der folgenden problematischen Umweltwirkungen auf Grundlage von Studien und Versuchen in der Literatur nachweisen: hohe Mobilität und Persistenz, ökotoxikologische Wirkung für Wasserorganismen, negative Wirkung auf Bodenorganismen und gefährdend für die menschliche Gesundheit.

Tabelle 64: Nitrat-Auswaschungspotenzial der verschiedenen Klimaschutzmaßnahmen.

Maßnahme/Szenario ¹	Nitrat-Auswaschungs- potenzial [Gg N]	N-Eintrag Boden [Gg N]
IST 2021	980	2.465
BL 2030	984	2.490
Maßnahmen des KSPs		
M1: Senkung der N-Überschüsse	857 – 945	2.077 – 2.362
- inkl. NEC	967 – 989	2.445 – 2.513
M2: Wirtschaftsdüngervergärung	984 – 1.004	2.435 – 2.490
M3: Ökolandbau	863 – 958	2.177 – 2.404
Zusätzliche Maßnahmen		
ZAa: Ansäuerung bei Ausbringung	984	2.503
ZAb: Optimierte Düngeplanung	951	2.380
ZAc: Teilflächenspezif. Düngung mittels Sensoren	980	2.475 – 2.475
ZAd: Anbau von Körnerleguminosen	923 – 956	2.294 – 2.383
ZAe: Ausbau des Zwischenfruchtanbaus	974	2.458
ZAf: Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	984	2.490
ZAg: Abbau von Sicherheitszuschlägen	969	2.441
ZAh: Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen	964 – 981	2.425 – 2.478
ZBa: Vergärung von Nebenernteprodukten	951 – 965	2.453 – 2.453
ZBb: Entfrachtung von Überschussregionen	959 – 984	2.409 – 2.490
ZBc: Änderungen im Substratinput	988 – 1.005	2.501 – 2.552
ZCa: Optimierte Wirtschaftsdüngermanagement	989	2.487
ZCb: Emissionsoptimierter Offenstall	989	2.487
ZCc: Güllekühlung	989	2.496
ZCd: Gülleensäuerung im Stall	991 – 993	2.508 – 2.518
ZCe: Ausbau Weidegang	985	2.491
ZCf: Güllezusätze (Methanogenese-hemmend)	985 – 986	2.495 – 2.495
ZDa: Erhöhung der Lebensleistung (Milchkühe)	980	2.477
ZDb: Förderung von Mehrnutzungsrindern	974 – 995	2.460 – 2.522
ZDc: N-reduzierte Fütterung	969	2.450
ZDd: Futterzusätze	984	2.490
ZEa: Veränderter Konsum	940 – 966	2.360 – 2.431
ZEb: Begrenzung der Viehbesatzdichte	967	2.441
ZEc: Kennzeichnung der Tierwohlhaltungsstufe	(entf.) ²	(entf.) ²
ZEd: N-Steuer	957 – 978	2.402 – 2.468
Maßnahmenkombinationen		
„Aktuelles KSP“	820	1.960
„Maximale Wirkung“	779	1.887
„Realistische Annahmen“	909	2.271
„Technische Maßnahmen“	963	2.430
„UBA Maßnahmen“	881	2.292

¹ Die angegebenen Werte bilden die Spanne der Szenarien der jeweiligen Maßnahme ab.

² Für die Kennzeichnung von Tierwohlhaltungsstufen wird keine Maßnahmenwirkung berechnet.

Studien zum Futterzusatzstoff 3-NOP fokussieren sich auf die Methanemissionsminderung. Mögliche Auswirkungen von 3-NOP auf die Tiergesundheit und der Einfluss auf andere Tiere und Mikroorganismen wurden bislang nicht untersucht. Für die Bewertung dieser Maßnahme hinsichtlich der Umweltwirkung auf Gewässer, Biodiversität und Boden sind insbesondere die Auswirkungen auf andere Tiere und auf Mikroorganismen von Bedeutung. Bampidis et al. (2021) basieren die Bewertung der Umweltwirkung von 3-NOP auf den eingereichten Untersuchungen für das Zulassungsverfahren von 3-NOP als Futterzusatz. Es wird zwar eine Ökotoxizität festgestellt, aufgrund der Umwandlung von 3-NOP innerhalb der Milchkuh ist aber nur eine sehr geringe Ausscheidungsrate des Stoffs von maximal 0,2 % 3-NOP zu erwarten (Bampidis et al. 2021). Da 3-NOP kein Potenzial zur Bioakkumulation aufweist, sehen Bampidis et al. (2021) keine Gefährdung der Umwelt durch diesen Futterzusatz.

Die Studien, die in die Bewertung der Minderungswirkung von Güllezusätzen (ZCf) eingehen, nutzen Calciumcyanamid-Granulat (Holtkamp et al. 2023). Calciumcyanamid, auch Kalkstickstoff genannt, ist ein in der EU zugelassenes Düngemittel. Jedoch wird die Umweltrisikobewertung von Calciumcyanamid in einer SCHER¹³-Stellungnahme („European Commission. Directorate General for Health and Consumers. (2016)) als unzureichend bewertet, weshalb die ECHA¹⁴ ein Beschränkungsverfahren für Kalkstickstoff im Auftrag der Europäischen Kommission eingeleitet hat. Dieses Verfahren ist derzeit noch nicht abgeschlossen. In der Stellungnahme der SCHER (European Commission. Directorate General for Health and Consumers. 2016) werden insbesondere das Fehlen von Expositionsmodellen, Feldstudien und Basistests (bspw. für Bienen) kritisiert, weshalb eine Umweltgefährdung nicht ausgeschlossen werden kann. Insbesondere wird von SCHER (2016) das Risiko für aquatische Lebewesen hervorgehoben, das in verlagerungsstarken Regionen entstehen kann. Die Bewertung ist für das Düngemittel Kalkstickstoff durchgeführt worden. Durch die Zugabe zu Gülle bei Lagerung mit anschließender Ausbringung kann die Wirkung von Kalkstickstoff als Dünger mit dem Einsatz als Güllezusatz grundsätzlich verglichen werden, auch wenn die ausgebrachten Mengen bei der Anwendung als Düngemittel größer sind als bei Verwendung als Güllezusatz. Für die Bewertung der Umweltwirkung muss für die Maßnahme „Güllezusätze“ (ZCf) daher insbesondere eine potenziell ökotoxikologisch negative Wirkung für aquatische Lebewesen berücksichtigt werden.

2.6.1.3 Biodiversität

In der Metaanalyse von Mondelaers et al. (2009) wird ein positiver Einfluss des Ökolandbaus (M3) auf die Artenvielfalt festgestellt. Zudem sorgt der Ökolandbau für mehr Diversität innerhalb des landwirtschaftlichen Systems, d.h. in Bezug auf Rassen (Nutztiere), Sorten und Arten (Pflanzen). Die Metaanalyse von Tuomisto et al. (2012) zum Einfluss des Ökolandbaus auf die Biodiversität beinhaltet 148 Studien, in denen der Einfluss auf Pflanzen, Bodenmikroorganismen und diverse Tiere untersucht wurde. 100 der Studien zeigen einen positiven Einfluss des Ökolandbaus auf Biodiversität, 9 einen negativen Einfluss und 39 sowohl positive als auch negative oder keinen Effekt (Tuomisto et al. 2012). Folglich kann von einem positiven Einfluss des Ökolandbaus auf die Biodiversität ausgegangen werden, welche insbesondere auch durch den Verzicht von Pflanzenschutzmitteln im Ökolandbau positiv beeinflusst wird.

Wie bereits bei der Wirkung von Nitrifikations-Hemmstoffen auf Gewässer beschrieben, gibt es nach Karges et al. (2023) noch Forschungslücken, ob von Nitrifikations-Hemmstoffen eine ökotoxikologische Gefährdung ausgeht. Die Wirkung dieser Stoffe auf die terrestrische Biodiversität kann daher nicht bewertet werden.

¹³ SCHER: Scientific Committee on Health and Environmental Risks

¹⁴ ECHA: Europäische Chemikalien Agentur

Durch die Maßnahme „Änderung im Substratinput“ (ZBc) soll durch das Anlegen von einjährigen Blühstreifen als Ackerrandstreifen die Biodiversität gefördert werden. Die Metaanalyse von Haaland et al. (2011) konstatiert für den Großteil der ausgewerteten Studien eine positive Wirkung auf Anzahl und Vielfalt von Insekten. Homberger et al. (2017) stellen einen positiven Effekt von Blühstreifen auf die Wiederansiedlung von Rebhühnern fest. Fischer und Wagner (2016) konnten positive Effekte auf Feldhamster feststellen, wobei zu hohe Vegetationsdichten und Grasbedeckungen sowie die Nähe zu Wäldern die Ansiedlung negativ beeinflussen haben. Die Untersuchungen von Rode et al. (2018) zeigen, dass das Anlegen von Blühstreifen in Mais-dominierten Agrarlandschaften die Artenzahl von Ackerwildkräutern und somit die Artenvielfalt signifikant erhöht. Diese Bewertung der Umweltwirkung kann auf die Maßnahme ZBc bezogen werden, in der auf Schlägen mit Silomais, Körnermais und Getreide zur Ganzpflanzenernte die Anlage (und Mitvergärung) von Blühstreifen angenommen wird.

Der Einfluss der Zunahme von Weidehaltung (ZCe) ist stark von der Ausgestaltung des Grünlands und der Weidehaltung abhängig. Extensivierung und Pflanzenvielfalt wirken sich positiv auf die Biodiversität aus, ebenso kann die Beweidungspraxis die Vielfalt positiv beeinflussen (Jürgens et al. 2023). Da im Rahmen dieses Projekts keine spezifischen Annahmen zur Art der Beweidung und des Dauergrünlands sowie zur Zusammensetzung der Pflanzengesellschaft des Dauergrünlands getroffen werden, kann die Auswirkung der Weidehaltung auf Biodiversität nicht bewertet werden.

2.6.1.4 Boden

Der Einfluss der Maßnahmen auf den Boden kann nur qualitativ bewertet werden. Monde-laers et al. (2009) zeigen in ihrer Metaanalyse, dass der Ökolandbau den Gehalt an organischer Substanz im Boden erhöht, was sich positiv auf Puffer- und Filterkapazität, die mikrobielle Aktivität sowie die Erosionsgefährdung auswirkt. Auch Tuomisto et al. (2012) zeigen in ihrer Metaanalyse, dass Böden im Ökolandbau höhere Gehalte an organischer Substanz aufweisen.

Durch die Ansäuerung von Gülle und Gärresten bei Ausbringung oder bereits im Stall wird bspw. Schwefelsäure zur Ansäuerung genutzt und mit ausgebracht. Dies führt zu einer Absenkung des Boden-pH-Werts, was negative Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften hat (Kaupenjohann et al. 2019). Um die Säureneutralisationskapazität zu erhalten, sind zusätzliche Kalkgaben notwendig. Sowohl durch die Kalkung selbst als auch durch den Energieverbrauch der landwirtschaftlichen Maschinen für die Kalkausbringung werden THG-Emissionen freigesetzt. Kaupenjohann et al. (2019) geben einen zusätzlichen Kalkbedarf von etwa $375 \text{ kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}$. Mit einem Emissionsfaktor von $0,12 \text{ kg CO}_2\text{-C kg CaCO}_3^{-1}$ (Rösemann et al. 2023) und einem Einsatz auf 30 % der landwirtschaftlichen Flächen – was jedoch nur überschlägig den Annahmen zu ZAa und ZCd mit 30 % Ansäuerung der Gülle und Gärreste bzw. bei 30 % der Tierplätze von Milchkühen und Mastschweine mit Ansäuerung im Stall entspricht – würde dies zusätzliche THG-Emissionen in Höhe von etwa 0,2 Mio. t $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ verursachen. Die THG-Emissionen durch die Ausbringung (Arbeitsmaschinen) sind darin noch nicht enthalten. In Summe würde die Maßnahme „Ansäuerung bei Ausbringung“ (ZAa) die Gesamt-THG-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors um 0,15 Mio. t $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ steigern. Die Ansäuerung im Stall würde von 1,6 Mio. t $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ Minderung auf 1,4 Mio. t $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ sinken.

Weitere Folge der Ansäuerung auf den Boden ist eine veränderte Fließfähigkeit, wobei diese Veränderung von Kaupenjohann et al. (2019) weder positiv noch negativ bewertet wird. Außerdem wird die mikrobielle Zusammensetzung durch die Säurezugabe verändert, wobei die Ergebnisse von Fanguiero et al. (2015) keine negativen Wirkungen auf Enzymaktivitäten im

Boden zeigen. Kaupenjohann et al. (2019) schlussfolgern, dass bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis insgesamt keine negativen Auswirkungen zu erwarten sind.

Der Zwischenfruchtanbau, insbesondere der Anbau von winterharten Zwischenfrüchten wie in ZAe angenommen, dient dem Erosionsschutz, da die Zwischenfrüchte den Boden bedecken und dadurch vor erosivem Bodenabtrag durch Wind und Wasser schützen (LfULG Sachsen 2024a; LfL 2018). Zudem tragen Zwischenfrüchte zum Humusaufbau und zu einer verbesserten Bodenstruktur bei (LfL 2018).

Der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen muss laut Karges et al. (2023) auch hinsichtlich der Wirkung auf Boden und Bodenmikrobiom noch untersucht werden, da diese direkt auf den Boden ausgebracht werden und einzelne Wirkstoffe aus der Gruppe der Nitrifikationshemmer sehr mobil sind. Die Studiengrundlage ist bisher nicht ausreichend (Karges et al. 2023). Biewald et al. (2025) zufolge werden für einige Wirkstoffe, die als Nitrifikationshemmer eingesetzt werden negative Auswirkungen auf Bodenorganismen berichtet. Daher muss zumindest für einige der als Nitrifikationshemmer eingesetzten Stoffe von einer negativen Wirkung auf das Bodenleben ausgegangen werden.

Die Auswirkungen der Weidehaltung auf den Boden sind stark vom Beweidungsmanagement und den Standortbedingungen abhängig (Byrnes et al. 2018; Hüttel et al. 2018). Als mögliche negative Folge der Beweidung kann Bodenverdichtung auftreten, welche in der Metaanalyse von Byrnes et al. (2018) statistisch signifikant ist. Von Hüttel et al. (2018) wurde jedoch keine Bodenverdichtung an einzelnen Standorten beobachtet, weshalb von den Autoren die Bodenbeschaffenheit und die Jahresniederschläge als mögliche Einflussfaktoren für Bodenverdichtung bei Beweidung genannt werden. Auch sind höhere Nährstoffüberschüsse möglich, welche durch ein lückenhaftes Pflanzenwachstum der teils stark beanspruchten Grasnarbe entstehen (Hüttel et al. 2018). Durch eine lückenhafte Bodenbedeckung sind erosive Bodenabträge denkbar (Hüttel et al. 2018). In den Versuchen von Hüttel et al. (2018) sind nur auf einem geringen Anteil der Gesamtweidefläche Vegetationslücken beobachtet worden. Byrnes et al. (2018) weisen darauf hin, dass die Studien weniger starke Bodenverdichtung bei Umtriebsweiden als bei Dauerbeweidung zeigen. Zudem wird in den Versuchen sowohl von Hüttel et al. (2018) als auch von Byrnes et al. (2018) ein verminderter Bodenkohlenstoffgehalt gemessen. Nach Byrnes et al. (2018) hatte die Umtriebsweide höhere Bodenkohlenstoffgehalte als die Dauerweide. Hüttel et al. (2018) stellen jedoch signifikant höhere C-Konzentrationen in Böden beweideter Grünlandstandorten gegenüber Ackerböden fest. Zusammenfassend hat die Weide Vorteile gegenüber einer ackerbaulichen Nutzung hinsichtlich Kohlenstoffspeicherung in Böden und auch ein geringeres Erosionspotenzial durch die ganzjährige Bodenbedeckung. Gegenüber einem nichtbeweideten Grünland wiederum entsteht durch die Beweidung eine stärker beanspruchte Grasnarbe und in deren Folge ein lückenhafterer Bewuchs, was das Erosionspotenzial und die Nährstoffausträge steigert. Der Einfluss der Maßnahme „Ausbau Weidegang (ZCe)“ kann nicht abschließend bewertet werden, dafür müssten die Standortverhältnisse und die Beweidungspraxis der Maßnahme bekannt sein.

2.6.2 Biogasproduktion und indirekte THG-Emissionen aus dem Energiesektor

Für die Maßnahmen, die sich auf die Vergärung von Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen bzw. alternativen Substraten für Biogasanlagen auswirken, werden die Änderungen in der potenziell eingespeisten Energie berechnet. Analog zur Berechnung der eingespeisten Energie in Kap. 2.2.1 kann die Methanausbeute bei veränderter Zusammensetzung der Biogassubstrate berechnet und anschließend mit den KTBL-Richtwerten zur Methanausbeute die Veränderung der eingespeisten Energie berechnet werden.

Die eingespeiste Energie für die Maßnahmenzenarien 2030 werden mit der eingespeisten Energie 2020 und mit der Baseline-Projektion 2030 verglichen. Biogas ist im deutschen Energiemix vergleichbar mit Erdgas. Es wird daher angenommen, dass die verminderte Energieeinspeisung aus Biogas durch Erdgas ersetzt wird bzw. dass Biogas bei steigender Energieeinspeisung Erdgas substituiert. Für die Berechnung der Emissionsänderung wird ein Emissionsfaktor von 201 kg CO₂-Äq. MWh⁻¹ für Erdgas angesetzt (UBA 2022d). In diesem Projekt wird mit Erdgas gerechnet, da Biogas derzeit sowohl Energie für Stromerzeugung als auch als Biomethan im Erdgasnetz für die Wärmeerzeugung bereitstellt. Daher ist ein Vergleich mit Erdgas naheliegend, wobei im Hinblick auf die Stromerzeugung auch eine Substitution durch Stein- und Braunkohle oder aber durch Solar- und Windenergie möglich wäre. Im Erdgasnetz gibt es jedoch keine andere Energiequelle außer Erdgas zur Substitution von Biomethan aus Biogasanlagen.

Für folgende Maßnahmen, die die Einsatzmengen von Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen für die Biogasproduktion im Vergleich zur Baseline-Projektion 2030 verändern, wurde untersucht, wie sich die Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung und der Rückgang der Energiepflanzenvergärung auf die eingespeiste Energie auswirken würde. Dies betrifft die Maßnahme M2 (Tabelle 65) sowie zusätzliche Maßnahmen aus dem Bereich A (Tabelle 66), B (Tabelle 67, Tabelle 68) D (Tabelle 69) und E (Tabelle 70).

Tabelle 65: Wirkung der Maßnahme M2 "Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung" auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	M2 Szenario 1 (30 %) ¹	M2 Szenario 2 (50 %)	M2 Szenario 3 (70 %)	M2 Szenario 4 (63 %)
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	-0,7 %	-6,7 %	-12,8 %	-9,5 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,03	0,34	0,65	0,48
Einsparung Sektoren Landwirtschaft und Energie zusammen [Mio. t CO₂-Äq.]	1,1	2,7	4,3	3,9

¹ Anteil Wirtschaftsdüngervergärung; Szenarien s. Tabelle 12.

Gegenüber 2021 sinkt in der Baseline-Projektion die Energieeinspeisung bereits um 15 %, was bei Substitution durch Erdgas im Energiesektor einen Anstieg von 1,7 Mio. t CO₂-Äq. THG-Emissionen verursachen würde. Daher wirkt die Maßnahme M2 über alle Sektoren besonders emissionsmindernd, wenn trotz steigendem Wirtschaftsdüngerinput die Energiepflanzenvergärung konstant bleibt, bspw. durch Einsatz von Nebenernteprodukte oder von nicht-flächenverbrauchenden (anstelle flächenverbrauchender) Energiepflanzen. Dies kann nur erreicht werden, wenn die bestehenden Anlagen in Betrieb bleiben bzw. das zur Verfügung stehende Fermentervolumen ausgebaut wird. Zusätzlich wirkt es sich auf die Gesamteinspeisung von Energie aus Biogasanlagen positiv aus, wenn Wirtschaftsdünger mit einer höheren Energiedichte (Festmist, Tiefstreu) vergoren werden oder wenn Gülleseparierung vorgeschaltet wird, damit weniger Faulraum/Fermentervolumen für die Güllevergärung benötigt wird. Insgesamt ist die Minderungswirkung dieser Maßnahme dann zwar weniger stark, da die THG-Einsparungen durch weniger Energiepflanzenvergärung wegfallen, jedoch

könnte die Gesamteinsparung durch den Ersatz bisher genutzter Energiepflanzen durch Nebenernteprodukte erhöht werden, wodurch zusätzlich auch mehr Fläche für den Anbau von Futtermitteln und Nahrungspflanzen zur Verfügung stehen würde.

Aus dem Bereich A wirkt sich der Ausbau des Anbaus von Körnerleguminosen (ZAd) auf die Biogasproduktion aus, da durch den Anbau von Soja weniger Fläche für den Anbau von Energiepflanzen zur Verfügung steht (Tabelle 24).

Tabelle 66: Wirkung der Maßnahme ZAd „Anbau von Körnerleguminosen“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	ZAd Szenario 1 (100 % Selbstversorgung)	ZAd Szenario 2 (50 % Selbstversorgung)
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	-18,1 %	-9,7 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen im Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,9	0,5
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	0,2	0,1

Auch die Ausweitung des Leguminosenanbaus wirkt sich mit -18,1 % bei 100 % Selbstversorgung und -9,7 % bei 50 % Selbstversorgung negativ auf die Biogaserzeugung aus (Tabelle 66). Durch die entstehenden THG-Emissionen im Energiesektor würden Emissionen in Höhe von 0,9 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 0,5 Mio. t CO₂-Äq. anfallen, wodurch die Netto-Einsparungen bei einer Gesamtbetrachtung von Landwirtschaft und Energiesektor auf 0,2 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 0,1 Mio. t CO₂-Äq. sinken würden.

Auch die Steigerung der Vergärung von Nebenernteprodukten (zusätzliche Maßnahme ZBa) hat einen Einfluss auf die Energieproduktion in Biogasanlagen (Tabelle 67). Anders als die Wirtschaftsdüngervergärung wirkt sich die Vergärung von Nebenernteprodukten positiv auf die Energieproduktion aus, es wird 11 % bis 50 % mehr Energie aus den Nebenernteprodukten als aus den bisher genutzten Energiepflanzen erzeugt.

Tabelle 67: Wirkung der Maßnahme ZBa „Vergärung von Nebenernteprodukten“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	ZBa Szenario 1 (% Stroh) ¹	ZBa Szenario 2 (% Stroh) ¹	ZBa Szenario 3 (½ Stroh) ¹	ZBa Szenario 4 (½ Stroh oder Zuckerrübe) ¹
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	+ 11,2 %	+ 19,5 %	+ 36,2 %	+ 50,1 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	-0,6	-1,0	-1,8	-2,5
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	0,5	0,9	1,7	1,9

¹ Anteil der anfallenden Strohmenge, die zur Vergärung genutzt wird.

Dies ist auf den Einsatz von Stroh zurück zu führen, denn Stroh hat bezogen auf die Frischmasse mit etwa 380 m³ Methan t⁻¹ FM einen deutlich höheren Biogasertrag als bspw. Maissilage mit 220 m³ Methan t⁻¹ FM (KTBL 2021). Dadurch können bis zu 2,5 Mio. t CO₂-Äq. zusätzlich im Energiesektor eingespart werden. Die Gesamtwirkung steigt dadurch auf 0,5 bis 1,9 Mio. t CO₂-Äq.

Wird der Substratinput in Biogasanlagen durch Blühstreifenanbau (zusätzliche Maßnahme ZBc) verändert, ändert sich auch die Energieausbeute (Tabelle 68). In Szenario 1 und 3 wird die Steigerung der THG-Freisetzung (Tabelle 57) durch die geringe Zunahme der Energieproduktion ausgeglichen. Bei Szenario 2 bleibt eine geringe Netto-Freisetzung von 0,25 Mio. t CO₂-Äq. In diesem Szenario 2 haben durch die getroffenen Annahmen, insbesondere zu den unterschiedlichen Blühstreifenbreiten, regionale Unterschiede einen stärkeren Einfluss, da die verschiedenen Energiepflanzensubstrate unterschiedlich stark ersetzt werden. Die Substrate unterscheiden sich stark in den Erträgen und der Biogasausbeute, wodurch bei Szenario 2 im Gegensatz zu den anderen Szenarien eine leicht erhöhte Frischmassezufuhr in Biogasanlagen gegenüber der Baseline-Projektion 2030 zu beobachten ist. Bei den anderen beiden Szenarien sinkt der Frischmasseeinsatz leicht. Die Frischmassezunahme in Szenario 2 hat eine leicht erhöhte Energieproduktion zur Folge.

Tabelle 68: Wirkung der Maßnahme ZBc „Änderung Substratinput (Blühstreifen)“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	ZBc Szenario 1 (5 m Breite)	ZBc Szenario 2 (12 / 20 m Breite)	ZBc Szenario 3 (30 m Breite)
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	-1,0 %	+ 1,9 %	-5,3 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,01	-0,01	0,27
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	0	-0,25	0,02

Auch durch die Reduktion von Tierbeständen kann die produzierte Energie durch Wirtschaftsdüngervergärung reduziert werden. Wird angenommen, dass der Tierbestandsabbau, der in den Maßnahmen der Bereiche D und E unterstellt wird, sich gleichermaßen auf Betriebe mit und ohne Wirtschaftsdüngervergärung auswirkt, dann wird durch die verringerten Tierbestände weniger Wirtschaftsdünger anfallen, der vergoren wird. Dies wird für den Bereich D für die Erhöhung der Lebensleistung (ZDa) und für die Förderung von Mehrnutzungs-rindern (ZDb) in Tabelle 69 dargestellt. Die Ergebnisse für die E-Maßnahmen „Veränderter Konsum“ (ZEa) und „Verringerung der Viehbesatzdichte“ (ZEc) enthält Tabelle 70.

Die Auswirkungen der D-Maßnahmen sind sehr gering mit max. 0,01 Mio. t CO₂-Äq. Emissionssteigerung im Energiesektor, weshalb die Auswirkungen dieser beiden Maßnahmen auf die Energieerzeugung durch Biogas als vernachlässigbar betrachtet werden können.

Tabelle 69: Wirkung der Maßnahmen ZDa „Erhöhung der Lebensleistung“ und ZDb „Förderung von Mehrnutzungsrindern“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	ZDa	ZDb1 Szenario 1 (50 %)	ZDb2 Szenario 2 (60 %)	ZDb3 Szenario 3 (50 %)
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	0,1 %	-0,1 %	-0,1 %	0,3 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	0,05	0,83	1,37	-2,65

Auch die indirekten Auswirkungen der E-Maßnahmen auf die THG-Emissionen im Energiesektor sind mit 0,03 – 0,17 Mio. t CO₂-Äq. gering, da der Rückgang der Energieproduktion aus Biogas mit -0,5 % bis -3,3 % gering ausfällt. Dies ist – wie auch bei den D-Maßnahmen – darauf zurückzuführen, dass aus Wirtschaftsdünger weniger Energie als aus Energiepflanzen erzeugt werden kann und somit der Rückgang der Energieproduktion aus Wirtschaftsdünger sich nur geringfügig auf die Gesamtenergieproduktion landwirtschaftlicher Biogasanlagen auswirkt. Die hohen Netto-Einsparungen in Tabelle 70 sind daher besonders auf die THG-Emissionsminderung im landwirtschaftlichen Sektor zurück zu führen.

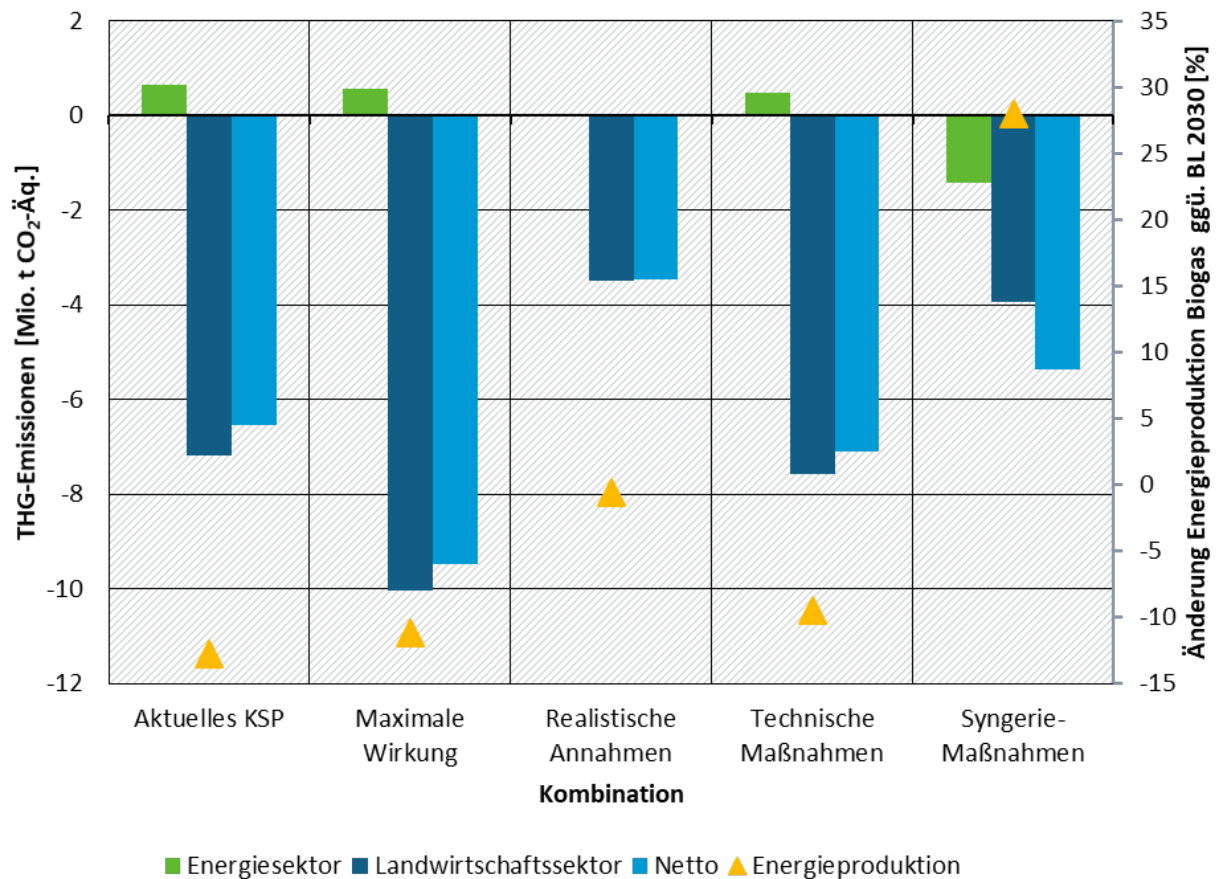
Tabelle 70: Wirkung der Maßnahmen ZEa „Veränderter Konsum“ und ZEb „Verringerung der Viehbesatzdichte“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	ZEa Szenario 1 (PHD)	ZEa Szenario 2 (DGE)	ZEb
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	-3,3 %	-1,0 %	-0,5 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,17	0,05	0,03
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	14,9	6,0	1,9

Die Kombinationen der Einzelmaßnahmen wirken sich ebenfalls auf die Energieproduktion durch landwirtschaftliche Biogasanlagen und dementsprechend auch auf die THG-Emissionen im Energiesektor aus. In Abbildung 29 sind für die Kombinationen das Minderungspotenzial im landwirtschaftlichen Sektor, die Emissionssteigerung bzw. Minderung im Energiesektor und die Nettoeinsparpotenziale der Kombinationen dargestellt. In allen Kombinationen außer der Kombination „Synergie-Maßnahmen“ sinkt die Energieproduktion um 0,6 % bis 28,7 % gegenüber der Baseline 2030. Bei der „Synergie-Maßnahmen“-Kombination steigt die Energieproduktion, insbesondere durch die Vergärung von Nebenernteprodukten, um 28 %, weshalb im Energiesektor 1,4 Mio. t CO₂-Äq. eingespart werden könnten. In den anderen Kombinationen steigen bei Substitution von Biogas durch Erdgas die THG-Emissionen im Energiesektor um bis zu 0,7 Mio. t CO₂-Äq. an, weshalb die Netto-Einsparungen mit 3,5 – 9,5 Mio. t CO₂-Äq. für diese Kombinationen unterhalb der Minderungen von 3,5 – 10,0 Mio. t CO₂-Äq. im landwirtschaftlichen Sektor liegen. Mit der „Synergie-Maßnahmen“-Kombination

steigt die Gesamtminderung von 4,0 auf 5,4 Mio. t CO₂-Äq. Der Vergleich mit der Kombination „technische Maßnahmen“ zeigt, dass ohne Einbezug der THG-Emissionen des Energiesektors die Wirksamkeit der „technischen Maßnahmen“-Kombination mit 7,6 Mio. t CO₂-Äq. wesentlich höher ist als die der „Synergie-Maßnahmen“-Kombination mit 4,0 Mio. t CO₂-Äq. Unter Einbezug der potenziellen THG-Emissionen im Energiesektor fällt der Unterschied mit 7,1 zu 5,4 Mio. t CO₂-Äq. geringer aus.

Abbildung 29: Entwicklung der Energieproduktion aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und der daraus resultierenden THG-Emissionen für die Maßnahmen-Kombinationen.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die beiden Gesamtkombinationen führen ebenfalls zu Änderungen in der Energieproduktion aus Biogasanlagen (Tabelle 71): Unter Berücksichtigung der THG-Emissionen, die durch die reduzierte Energieproduktion in landwirtschaftlichen Biogasanlagen entsteht, sinkt das THG-Minderungspotenzial für „E-MoLL Maximum“ von 16,6 Mio. t CO₂-Äq. innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors auf 16,0 Mio. t CO₂-Äq. und für „E-MoLL Realistisch“ von 8,54 Mio. t CO₂-Äq. innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors auf 8,47 Mio. t CO₂-Äq.

Tabelle 71: Wirkung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ auf die eingespeiste Energie aus Biogasanlagen und die THG-Emissionen im Sektor Energie.

Wirkungen	E-MoLL Maximum	E-MoLL Realistisch
Änderung Energieproduktion (gegenüber 2030)	-12,7 %	-1,5 %
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Energiesektor [Mio. t CO ₂ -Äq.]	0,6	0,1
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Energiesektor [Mio. t CO₂-Äq.]	16,0	8,5

2.6.3 Mineraldüngereinsparungen und indirekte Emissionsminderung

Werden mit einzelnen Maßnahmen Einsparungen in der Mineraldüngerausbringung erzielt, werden auch THG-Emissionen für die Herstellung und den Transport eingespart. Hierfür wird der Emissionsfaktor 5,43 kg CO₂-Äq. kg⁻¹ N nach KTBL (2022a) genutzt, der die Einsparungen durch Herstellung und Transport (innerhalb der EU und aus Russland) berücksichtigt. Für die Maßnahmen in denen Mineraldüngereinsparungen angenommen werden, werden die Verminderung der vor- und nachgelagerten Emissionen berechnet (bspw. M1 N-Überschüsse, M3 Ökolandbau, etc.).

Die verminderte Mineraldüngerausbringung (Maßnahme M1 und M3) führt zur Senkung indirekter THG-Emissionen für Herstellung und Transport (Tabelle 72 und Tabelle 73). Die indirekte Minderungswirkung der Maßnahme M1 ist in den Szenarien mit 0,6 bis 2,3 Mio. t CO₂-Äq. sogar jeweils höher als durch Maßnahmen im Sektor Landwirtschaft selbst (M1: 1,7 Mio. t CO₂-Äq. bis 0,5 Mio. t CO₂-Äq.).

Tabelle 72: Wirkung der Maßnahme M1 „Senkung der N-Überschüsse“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.

Wirkungen	M1 Szenario 1	M1 Szenario 2	M1 Szenario 3	M1 Szenario 4
Änderung der Mineraldüngermenge [Gg N]	422,6	379,7	111,9	¹
Indirekte zusätzliche THG-Emissionen Mineraldünger [Mio. t CO ₂ -Äq.]	-2,3	-2,0	-0,6	---
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Mineraldüngerherstellung [Mio. t CO₂-Äq.]	4,0	3,5	1,1	---

¹ Für Szenario 4 kann keine Minderung abgeschätzt werden, da kein Entwurf einer Neufassung der Stoffstrombilanzverordnung vorliegt (s. Kap. 2.3.2).

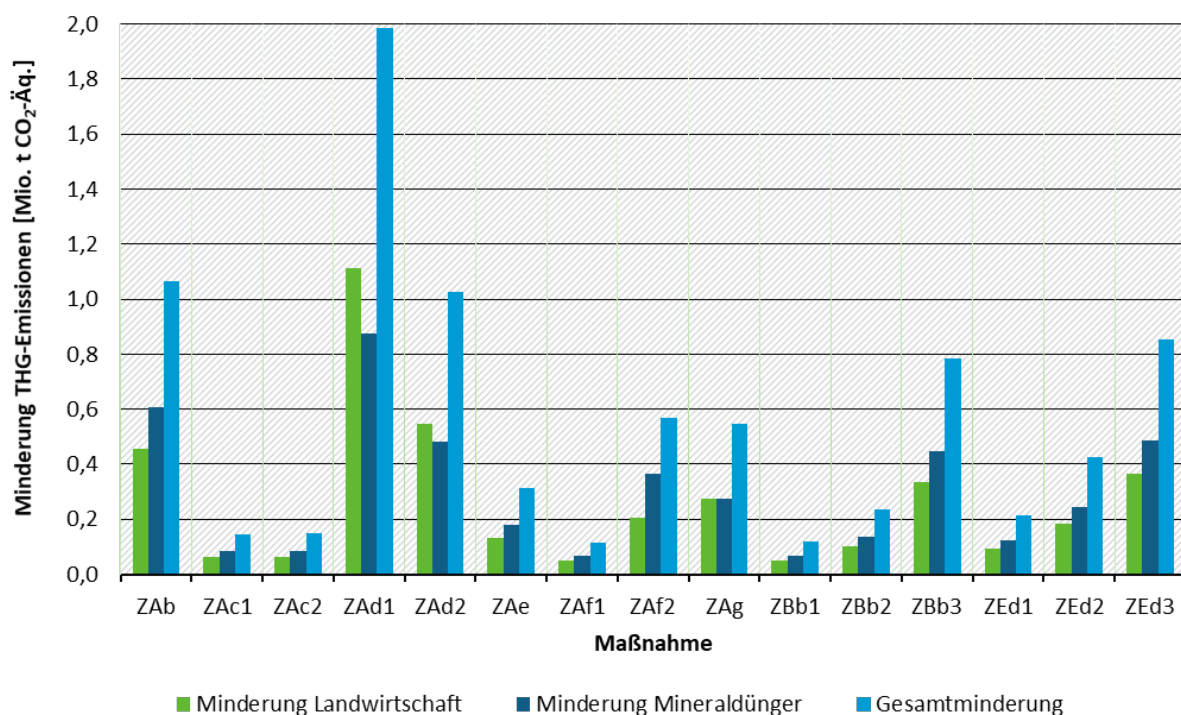
Bei den Einsparungen in den Szenarien der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ zeigt sich durch die Minderung der Mineraldüngung ein Emissionsminderungspotenzial von 0,5 bis 1,4 Mio. t CO₂-Äq. Mit der berechneten Minderungswirkung der Maßnahme im Sektor Landwirtschaft liegt die Gesamtwirkung der Szenarien der Maßnahme M3 zwischen 0,9 bis 5,9 Mio. t CO₂-Äq.

Tabelle 73: Wirkung der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.

Wirkungen	M3 Szenario 1	M3 Szenario 2	M3 Szenario 3	M3 Szenario 4
Änderung der Mineraldüngermenge [Gg N]	87,9	87,9	170,1	252,2
Indirekte zusätzliche Emissionen Mineraldünger [Mio. t CO ₂ -Äq.]	-0,5	-0,5	-0,9	-1,4
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Mineraldüngerherstellung [Mio. t CO₂-Äq.]	0,9	2,1	3,9	5,9

Bei den zusätzlichen Maßnahmen werden durch die Verminderung des Mineraldüngereinsatzes indirekte THG-Emissionen durch Produktion und Transport reduziert. Einen detaillierten Überblick zur Minderung von THG-Emissionen der einzelnen Maßnahmen gibt Abbildung 30. In fast allen Maßnahmen sind die zusätzlichen Minderungen, die durch den Wegfall der Produktion und des Transports von Mineraldünger entstehen, etwas höher als die THG-Minderungen, die im landwirtschaftlichen Sektor entstehen. Ausnahme ist der Anbau von Körnerleguminosen (ZAd), da nicht nur die verminderte Mineraldüngung, sondern bspw. auch die verringerte Energiepflanzenvergärung sich emissionsmindernd auswirkt.

Abbildung 30: THG-Minderungen verschiedener Maßnahmen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf sowie Gesamtminderungswirkung.

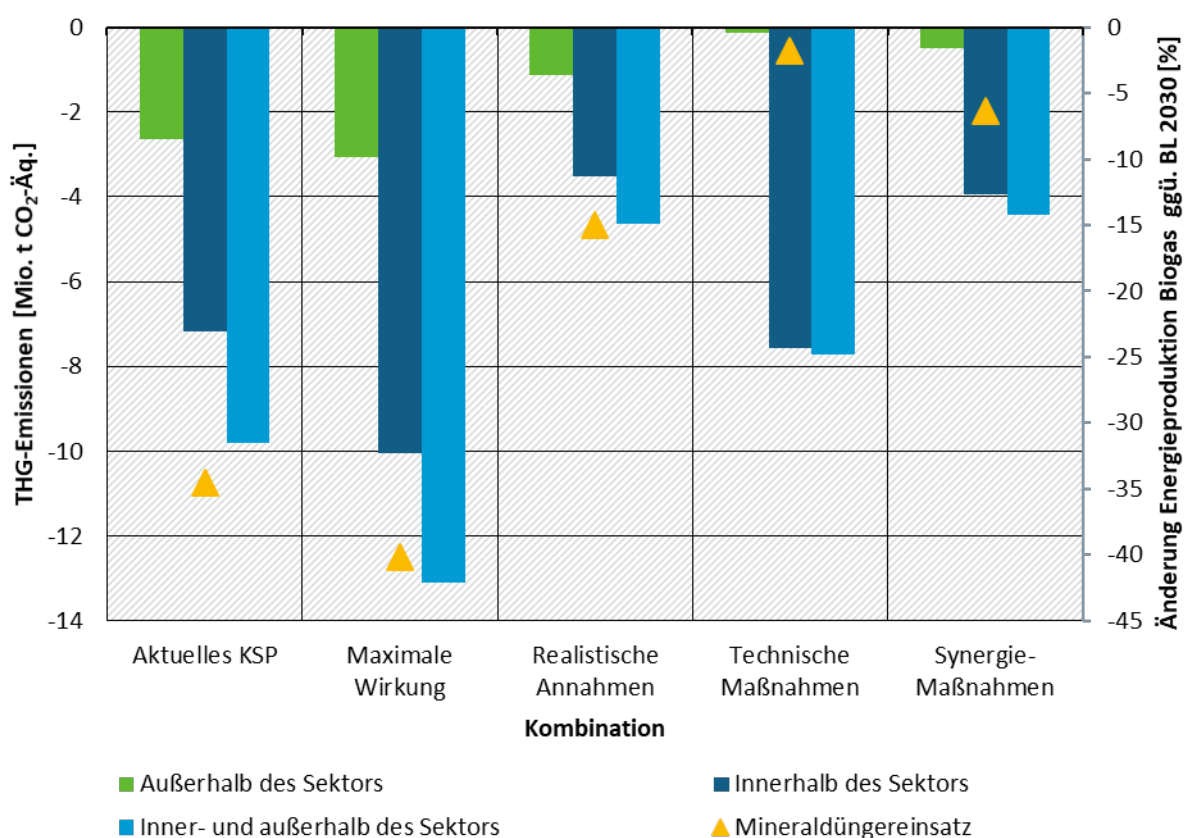


Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die Gesamt-THG-Minderung würde bei Einbeziehung der THG-Emissionen aus Mineraldüngerherstellung und -transport bis auf knapp 1,0 – 2,0 Mio. t CO₂-Äq. steigen (Anbau von Körnerleguminosen, ZAd). Die optimierte Düngeplanung (ZAb) hat ebenfalls ein hohes Gesamt-THG-Minderungspotenzial von 1,1 Mio. t CO₂-Äq., gefolgt von der N-Steuer (ZEd) mit 0,2 – 0,9 Mio. t CO₂-Äq. Die Entfrachtung von Überschussregionen (ZBc) hat ein Minderungspotenzial von 0,1 – 0,8 Mio. t CO₂-Äq., die Maßnahme ZAg (Abbau von Sicherheitszuschlägen) mindert 0,5 Mio. t CO₂-Äq. Geringere Gesamtminderungen weisen der Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAf) mit 0,3 – 0,4 Mio. t CO₂-Äq. und der Ausbau des Zwischenfruchtanbaus (ZAe) mit ebenfalls 0,3 Mio. t CO₂-Äq. Minderung auf. Die geringsten Gesamtminderungen hat die teilflächenspezifische Düngung (ZAc), welche bei insgesamt 0,1 Mio. t CO₂-Äq. liegt.

Auch in den Maßnahmen-Kombinationen wird der Mineraldüngereinsatz gemindert (Abbildung 31). Besonders hohe Minderungen von 15 – 40 % weist die Maßnahmenkombination des KSP auf. Die anderen beiden Kombinationen haben mit 2 – 6 % eine geringere Wirkung auf den Mineraldüngereinsatz. Dementsprechend werden in den Kombinationen „technische Maßnahmen“ und „Synergie-Maßnahmen“ nur zusätzliche Minderungen von 0,1 bzw. 0,5 Mio. t CO₂-Äq. erreicht. In den KSP-Kombinationen hingegen sinken die THG-Emissionen außerhalb des landwirtschaftlichen Sektors durch den reduzierten Mineraldüngerbedarf um 1,1 - 3,1 Mio. t CO₂-Äq. Das Gesamtminderungspotenzial steigt dadurch auf 4,7 - 13,1 Mio. t CO₂-Äq. an. Bei den „Synergie-Maßnahmen“ und „technischen Maßnahmen“ erhöht sich das Gesamtminderungspotenzial dagegen nur auf 4,4 bzw. 7,7 Mio. t CO₂-Äq.

Abbildung 31: THG-Minderungen der Kombinationen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf sowie Gesamtminderungswirkung.

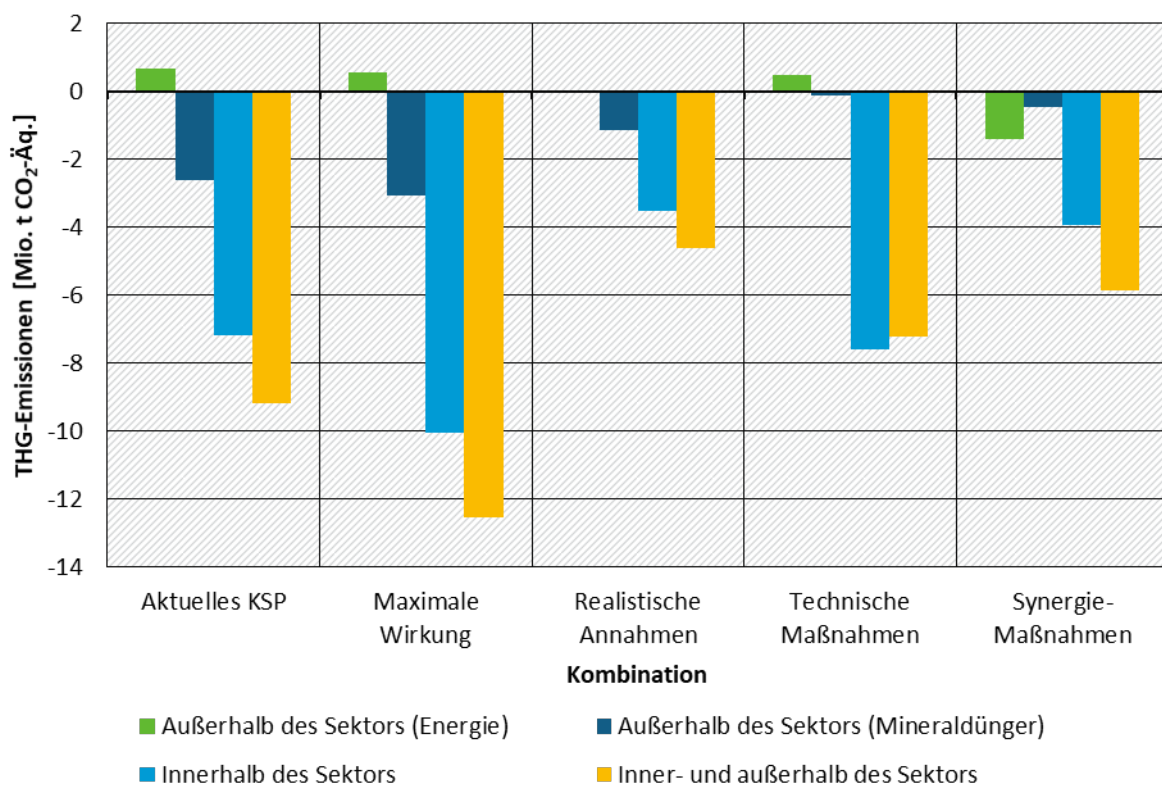


Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die Gesamtminderungen aus Teil b) zu Biogas und Teil c) zu Mineraldünger werden kombiniert mit der Gesamtminderung berechnet (Abbildung 32). Es wird deutlich, dass für die drei Kombinationen des KSP insbesondere die Mineraldüngereinsparung einen Einfluss auf die Gesamtminderung hat. Dieser wird durch den Ausbau des Ökolandbaus (M3) und die Senkung der N-Überschüsse (M1) in den Kombinationen unterschiedlich stark gemindert (Abbildung 31). Je höher die Einsparungen sind, desto höher sind die zusätzlichen Minderungen. Der Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung hingegen wirkt sich negativ auf die Energieproduktion aus, wodurch potenziell mehr THG-Emissionen durch den Ersatz von anderen Energieträgern, wie bspw. Erdgas in diesen Berechnungen, entstehen würden. Die Gesamtminderung steigt jedoch in allen drei Kombinationen durch den Einfluss der reduzierten Mineraldüngung von 3,5 – 10,0 Mio. t CO₂-Äq. auf 4,6 – 12,5 Mio. t CO₂-Äq. an (vgl. Abbildung 31).

Bei den beiden anderen Kombinationen spielen die Änderungen der Mineraldüngung eine weniger relevante Rolle für das Gesamtminderungspotenzial, da in beiden Kombinationen nur wenig Mineraldünger eingespart wird (Abbildung 31). Jedoch wirkt sich die Zunahme der Energieproduktion bei der „Synergie-Maßnahmen“-Kombination durch eine zusätzliche Minderung von 1,4 Mio. t CO₂-Äq. auf das Gesamtminderungspotenzial aus, welches von 4,0 auf 5,9 Mio. t CO₂-Äq. ansteigt. Gegenläufig sind die Beobachtungen für die Kombination „technische Maßnahmen“, in welcher durch den Rückgang der Energieproduktion zusätzlich 0,5 Mio. t CO₂-Äq. im Energiesektor entstehen würden. Dadurch sinkt das Gesamtminderungspotenzial von 7,6 auf 7,2 Mio. t CO₂-Äq. (Abbildung 32).

Abbildung 32: THG-Minderungen der Kombinationen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, außerhalb des Sektors durch reduzierten Mineraldüngerbedarf, im Energiesektor sowie Gesamtminderungswirkung.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Der direkte Vergleich dieser beiden Kombinationen zeigt die Notwendigkeit, auch THG-Emissionen außerhalb des landwirtschaftlichen Sektors zu betrachten: wird nur die Minderungswirkung im Sektor Landwirtschaft isoliert betrachtet, ist die Kombination „technische Maßnahmen“ wesentlich effektiver als „Synergie-Maßnahmen“. Werden hingegen die THG-Emissionen im Energiesektor und die eingesparten THG-Emissionen durch den Rückgang von Mineraldüngerproduktion und -transport gemeinsam betrachtet, dann sind die Unterschiede beider Kombinationen viel geringer.

In den beiden Gesamtkombinationen können 280 Gg N-Mineraldünger („E-MoLL Realistisch“) bzw. 704 Gg N-Mineraldünger („E-MoLL Maximum“) eingespart werden. Dadurch ergibt sich ein zusätzliches THG-Minderungspotenzial von 1,5 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 3,8 Mio. t CO₂-Äq. (Tabelle 74), wodurch die Netto-Einsparungen auf 20,4 bzw. 10,1 Mio. t CO₂-Äq. ansteigen.

Tabelle 74: Wirkung der Gesamtkombinationen „E-MoLL Maximum“ und „E-MoLL Realistisch“ auf die Mineraldüngermenge und die THG-Emissionen für Herstellung und Transport der Mineraldünger.

Wirkungen	E-MoLL Maximum	E-MoLL Realistisch
Änderung der Mineraldüngermenge [Gg N]	704	280
Indirekte zusätzliche Emissionen Mineraldünger [Mio. t CO ₂ -Äq.]	3,8	1,5
Netto-Einsparung Landwirtschaft und Mineraldüngerherstellung [Mio. t CO₂-Äq.]	20,4	10,1

Wird neben der Mineraldüngereinsparung auch die Änderung der Emissionen im Energiesektor durch die reduzierte Energieproduktion landwirtschaftlicher Biogasanlagen berücksichtigt, wird für „E-MoLL Maximum“ ein sektorübergreifendes THG-Minderungspotenzial von 19,8 Mio. t CO₂-Äq., für „E-MoLL Realistisch“ von 10,0 Mio. t CO₂-Äq. ermittelt.

2.6.4 Import von Futtermitteln/Lebensmitteln

In der Maßnahme ZAd (Anbau von Körnerleguminosen) wird angenommen, dass der Import von Soja zu 100 % (Szenario 1) bzw. 50 % (Szenario 2) durch heimischen Anbau ersetzt wird. Um die durch ausländischen Anbau und den Transport von Soja geminderten THG-Emissionen zu berechnen, wird nach KTBL (2022a) ein Emissionsfaktor von 1,6 kg CO₂-Äq. kg⁻¹ FM Soja angesetzt, der für den Soja-Import-Mix ermittelt wurde. Die dadurch eingesparten THG-Emissionen sind in Tabelle 75 aufgeführt.

Tabelle 75: Wirkung der Maßnahme ZAd „Anbau von Körnerleguminosen (Soja)“ auf die Soja-Importmengen und die damit verbundenen THG-Emissionen.

Wirkungen	ZAd Szenario 1 (100 %)	ZAd Szenario 2 (50 %)
Änderung Sojaimporte [Gg FM]	-2.465	-1.321
THG-Emissionen für Import [Mio. t CO ₂ -Äq.]	-3,9	-2,1
Netto-Einsparung [Mio. t CO₂-Äq.]	-5,0	-2,6

Wird der Wegfall des Imports in die Gesamtminderung einbezogen, sorgt der Anbau von Soja (ZAd) für eine Gesamtminderung von 5,0 bzw. 2,6 Mio. t CO₂-Äq., wobei lediglich 1,1 bzw. 0,5 Mio. t CO₂-Äq. im landwirtschaftlichen Sektor in Deutschland eingespart werden. Der Großteil

der Gesamtminderung wird durch den Wegfall des Transports und des ausländischen Anbaus von Soja erreicht. Für alle anderen Maßnahmen gibt es keine Annahmen zu verändertem Import von Futter- oder Lebensmitteln.

2.6.5 Produktionsmengen landwirtschaftlicher Produkte

Durch verschiedene Maßnahmen werden in verschiedenen Bereichen Änderungen der landwirtschaftlichen Produktionsmengen bewirkt. Im Bereich Biogas werden durch den Rückgang der Energiepflanzenvergärung bzw. flächenverbrauchender Energiepflanzen landwirtschaftliche Nutzflächen frei. Anhand der Einsparungen flächenverbrauchender Energiepflanzen und der für 2030 angesetzten Hektarerträge kann berechnet werden, wie viel landwirtschaftliche Nutzfläche für andere Kulturarten zur Verfügung steht. Zudem können Produkte für die Biogasnutzung alternativ als Futtermittel oder für die menschliche Ernährung genutzt werden. Dies wirkt sich auf die Importmengen von Futtermitteln und Lebensmitteln aus. Gleiches gilt für die Veränderung der Produktionsmengen durch andere Maßnahmen wie bspw. die Ausweitung des Ökolandbaus oder die Reduktion von Tierbeständen. In diesen Fällen sinken die Produktionsmengen.

Um die Änderungen in den Produktmengen miteinander vergleichen zu können, werden die Produktmengen a) in Getreideeinheiten und b) in Proteinmengen umgerechnet. Die Proteingehalte der einzelnen Kulturen werden aus der Anlage 7 der DüV 2020 entnommen. Liegen für eine Kultur mehrere Angaben vor, wird ein Mittelwert gebildet. Die Proteingehalte für die tierischen Produkte sind aus Klement et al. (2021) entnommen. Protein- bzw. Eiweißgehalt für Milch wird aus dem Datengerüst für E-MoLL genutzt. Die produktspezifischen Getreideeinheiten sind aus Schulze Mönking und Klapp (2010) entnommen, die auch vom BMEL verwendet werden (BMEL 2024b).

Im ökologischen Landbau werden THG-Emissionen insbesondere durch verminderte Milchleistung und Tierplätze reduziert. Als weiteres Bewertungskriterium von Klimaschutzmaßnahmen wurde untersucht, wie sich die landwirtschaftlichen Produktionsmengen verändern, die Ergebnisse sind in Tabelle 76 dargestellt. Im Szenario 1 der Maßnahme M3 werden nur Mineraldüngermengen geändert, das gesamte übrige Datengerüst bleibt unverändert. Daher ergeben sich hier keine Änderungen bei den Getreideeinheiten und Proteinmengen. In den anderen drei Szenarien sinken die landwirtschaftlichen Produktionsmengen (umgerechnet in Getreideeinheiten) um 2,3 % bis 6,8 %. In den drei Szenarien steigen die produzierten Getreideeinheiten im Gartenbau um 3,4 % bis 9,6 % und im Grünland um 3,2 % bis 9,1 % an. Nur bei den Ackerkulturen (ohne Energiepflanzen) ist mit Einbußen von 2,7 % bis 7,7 % gegenüber der Baseline-Projektion zu rechnen. Insgesamt sinken dadurch die produzierten Getreideeinheiten im Pflanzenbau um 1,7 % bis 4,6 %.

Bei tierischen Produkten (Tabelle 76) sind die produzierten Mengen Eier um 0,6 % bis 1,7 % in den Szenarien gesunken. Die produzierte Milchmenge sinkt um 3,5 % bis 10,1 %. Insgesamt sinken die produzierten tierischen Produkte – umgerechnet in Getreideeinheiten – um 3,6 bis 11,0 %.

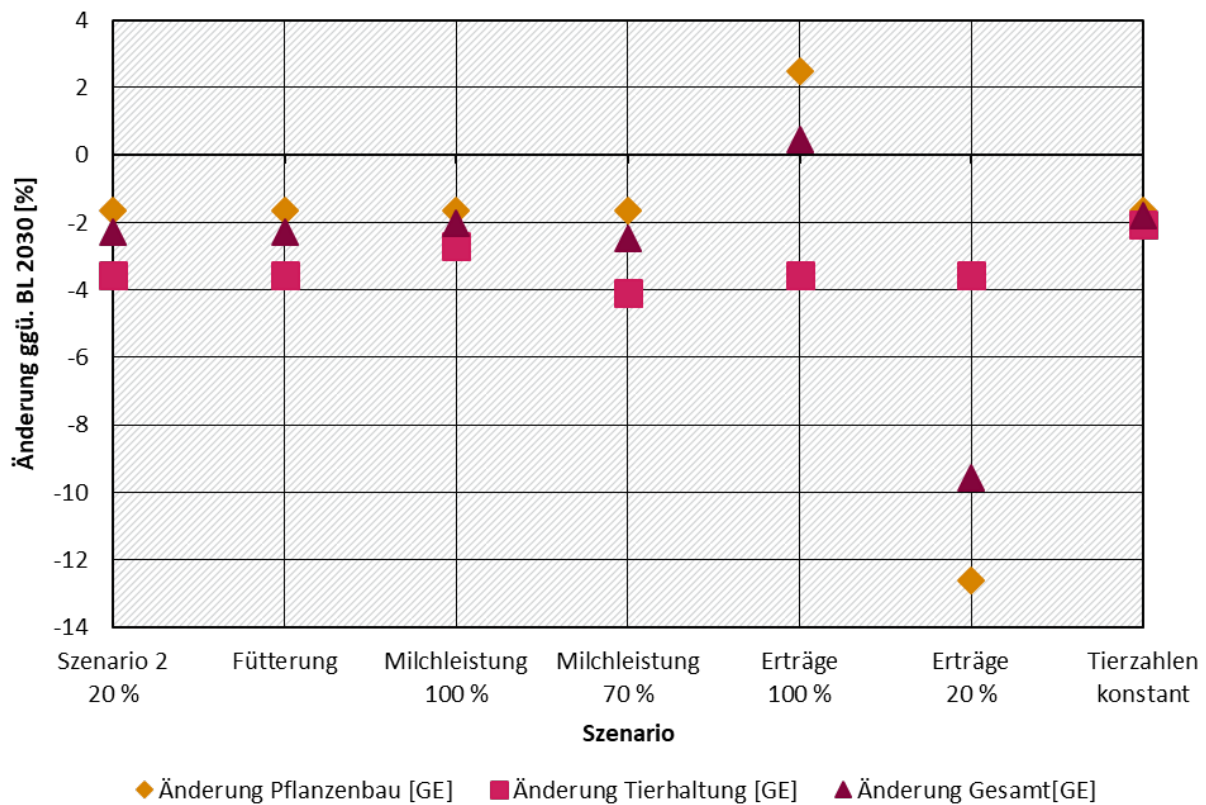
Tabelle 76: Wirkung der Maßnahme M3 „Ausbau des Ökolandbaus“ auf die Produktionsmengen insgesamt (in Getreideeinheiten) und die Proteinmengen.

Produkte	M3 Szenario 1	M3 Szenario 2	M3 Szenario 3	M3 Szenario 4
Getreideeinheiten - Tierproduktion	0 %	-3,6 %	-7,3 %	-11,0 %
Getreideeinheiten – Pflanzenprod.	0 %	-1,7 %	-3,2 %	-4,6 %
Getreideeinheiten - Gesamt	0 %	-2,3 %	-4,6 %	-6,8 %
Proteinmengen - Tierproduktion	0 %	-2,8 %	-6,4 %	-10,1 %
Proteinmengen - Pflanzenproduktion	0 %	-1,8 %	-3,4 %	-5,0 %
Proteinmengen - Gesamt	0 %	-1,9 %	-3,8 %	-5,6 %

In Tabelle 76 sind ebenfalls die Veränderungen in Bezug auf die Proteinmengen angegeben. Im Vergleich zu den Getreideeinheiten sinken die Gesamtproteinmengen weniger stark um 1,9 % bei einem Flächenanteil von 20 % Ökolandbau und bis 5,6 % bei einem Flächenanteil von 30 % ökologischem Landbau. Gleiches gilt für den Pflanzenbau, in dem die produzierten Proteinmengen um 1,8 % bis 5,0 % weniger stark sinken als die Produktmengen in Getreideeinheiten. Bei der Tierproduktion hingegen ist der Rückgang der Proteinmengen weniger ausgeprägt (2,8 % - 10,1 %) als bei der Änderung bezogen auf Getreideeinheiten (3,6 % - 11,0 %).

Da in dem neuentwickelten Modell zur separaten Berechnung der THG-Emissionen von Ökolandbau und konventionellen Landbau einige Einflussfaktoren, wie die Milchleistung und Erträge, geschätzt werden mussten, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dies beinhaltet den Einfluss der Annahmen auf die THG-Emissionen, aber ebenso auf die Produktionsmengen. In der Sensitivitätsanalyse wird für Szenario 2 der Einfluss der Faktoren Fütterung, Milchleistung (Milchleistung im Ökolandbau entspricht 100 % bzw. 70 % der Milchleistung im konventionellen Landbau) und Erträge (Erträge im Ökolandbau entsprechen 100 % bzw. 20 % der Erträge im konventionellen Landbau) auf die Produktionsänderungen in Getreideeinheiten (Abbildung 33) und in Proteinmengen (Abbildung 34) verglichen. Ebenso wird für Szenario 2 die Variante verglichen, in der die Gesamttierzahlen konstant (Tiere konstant) bleiben. In Szenario 2 werden die Parameter aus Kap. 2.5.3 genutzt.

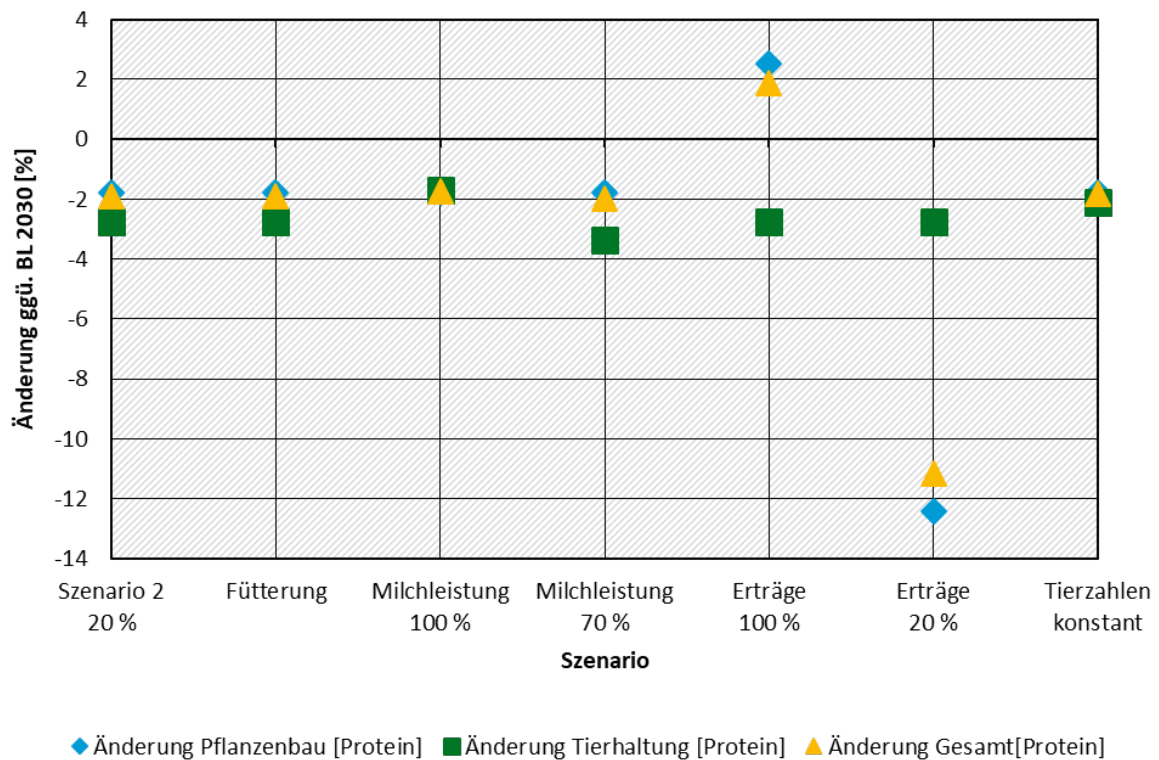
Abbildung 33: Sensitivität des Ökolandbaumodells (M3) für Szenario 2 (20 % Ökolandbau) auf die Produktionsmengen (in Getreideeinheiten) im Pflanzenbau, in der Tierhaltung sowie insgesamt berechnet ggü. der Baseline 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Den größten Einfluss auf die Produktmengen haben die Erträge. Steigen diese auf das Niveau des konventionellen Landbaus, wird bis 2,5 % (GE-Einheiten und Proteinmenge) mehr gegenüber der Baseline 2030 produziert. Im Vergleich dazu sinken bei einem Ertragsniveau von 20 % der konventionellen Erträge die Produktmengen um 12,6 % (GE-Einheiten) bzw. 12,4 % (Proteinmengen) gegenüber der Baseline 2030. Im Vergleich dazu wird im Szenario 2 von einem Rückgang von 1,7 % (GE-Einheiten) bzw. 1,8 % (Proteine) im Pflanzenbau ausgegangen. Sowohl bei GE-Einheiten als auch Proteinen werden durch die Erträge auch die Gesamtproduktmengen stark beeinflusst. Diese steigen gegenüber der Baseline 2030 um 0,5 % (GE-Einheiten) bzw. 1,9 % (Proteine) an, wenn im Ökolandbau von einem Ertragsniveau wie im konventionellen Landbau ausgegangen wird. Sinken die Erträge jedoch auf 20 % des Ertragsniveaus, so sinken die Gesamtproduktmengen ebenfalls um 9,6 % (GE-Einheiten, Abbildung 33) bzw. 11,2 % (Protein, Abbildung 34) im Vergleich zur Baseline 2030.

Abbildung 34: Sensitivität des Ökolandbaumodells (M3) für Szenario 2 (20 % Ökolandbau) auf die erzeugten Proteinmengen im Pflanzenbau, in der Tierhaltung sowie insgesamt berechnet ggü. der Baseline 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

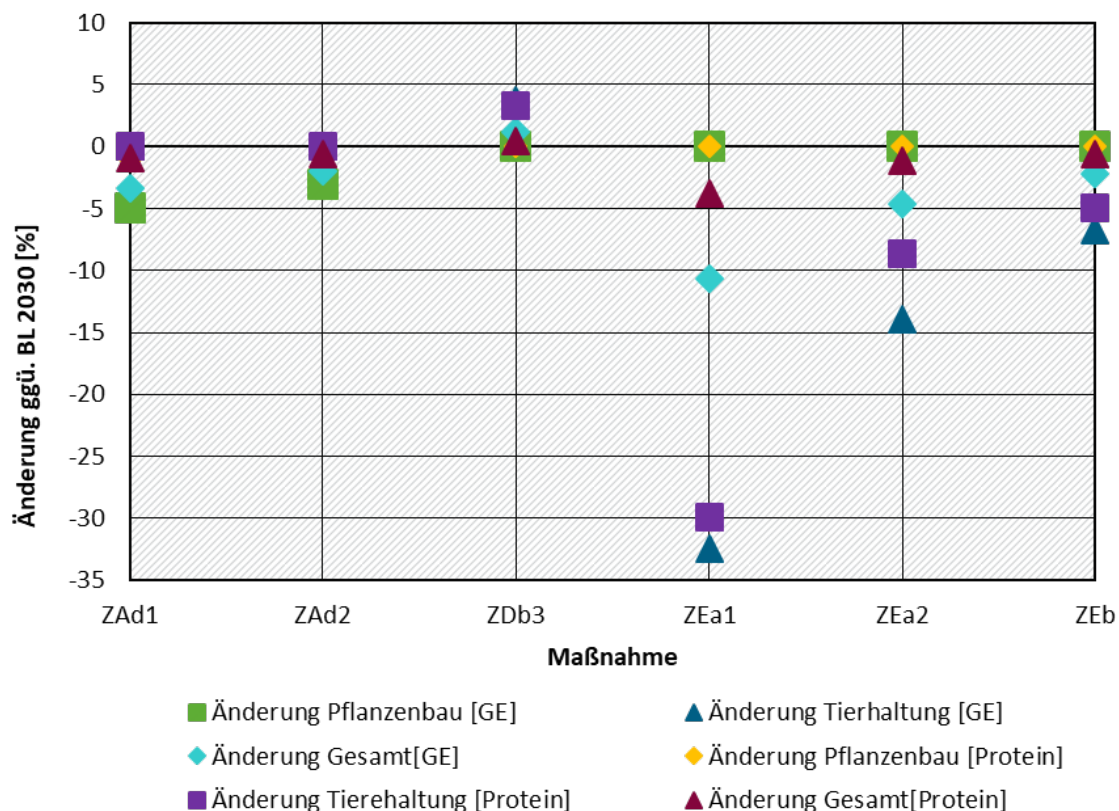
Die Fütterung hat hingegen keinen Einfluss auf die Produktmengen. Die Anpassung der Gesamt-tierzahlen im Szenario 2 hat auf die Produktmengen und die Gesamtmengen nur einen minimalen Einfluss, so dass die Getreideeinheiten in der Tierproduktion ggü. der Baseline 2030 statt 3,6 % nur um 2,1 % bzw. die Gesamtproduktmengen statt 2,3 % nur um 1,8 % sinken. Bezogen auf die Proteine sinken die Gesamtproduktmengen mit konstanten Tierzahlen etwas weniger (1,8 % statt 1,9 %), ebenso bei den tierischen Produkten alleine (2,1 % statt 2,8 %).

Die Variation der Milchleistung beeinflusst die Gesamtproduktmengen nur minimal. So sinken die Gesamtproduktmengen in GE-Einheiten Szenario 2 mit 2,3 %, mit gleicher Milchleistung im Ökolandbau und konventionellen Landbau hingegen nur um 2,0 % und bei einer um 30 % geminderten Milchleistung im Ökolandbau („Milchleistung 70 %“) nur um 2,5 %. Bei den Gesamtproduktmengen in Proteinmengen verhält es sich ähnlich, jedoch mit 1,9 % Rückgang im Szenario 2, 1,8 % bei „Milchleistung 100 %“ und 2,0 % bei „Milchleistung 70 %“ weniger stark.

Es wird deutlich, dass die Annahmen zu Erträgen zwar die THG-Emissionen wenig beeinflussen (Tabelle 55), auf die Produktmengen hingegen haben die Annahmen einen großen Einfluss und können maßgeblich die Bewertung der erzeugbaren Gesamtproduktmengen beeinflussen. Der Einfluss der Milchleistung ist hingegen geringer. Zudem fällt beim Vergleich der Produktmengenänderungen, berechnet mit Getreideeinheiten und mit Proteinmengen auf, dass die Änderungen der tierischen Produktmengen (hier Milchleistung) sich deutlicher ausgedrückt in Getreideeinheiten als in Proteinmengen zeigen. Beim Ackerbau ist dies umgekehrt, Änderungen werden in Proteinmengen deutlicher sichtbar als in Getreideeinheiten.

Für die weiteren Maßnahmen, in denen durch die Annahmen Produktmengenänderungen angenommen wurden, sind die Änderungen in Abbildung 35 abgebildet. Zu diesen Maßnahmen zählt der Anbau von Körnerleguminosen (ZAd), die Förderung von Mehrnutzungsrindern (ZDb, Szenario 3, 50 % Mehrnutzung ohne Anpassung der Fleischrinderhaltung), der veränderte Konsum (ZEa) und die Begrenzung der Viehbesatzdichte. In den anderen Maßnahmen von ZDb sind die Produktmengen konstant gehalten, daher treten keine Änderungen auf. Maßnahmen, in denen durch den Rückgang von Energiepflanzenvergärung Flächen für eine andere Nutzung frei werden, sind in dieser Abbildung nicht berücksichtigt und werden in Kap. 2.6.6 beschrieben.

Abbildung 35: Änderung der Produktmengen (Getreideeinheiten und Proteinmengen) für zusätzliche Maßnahmen mit Änderungen in Gesamt tierzahlen und/oder angebauten Kulturen ggü. der Baseline 2030.



Quelle: Eigene Darstellung (Uni Gießen).

Die Produktmengen im Pflanzenbau werden nur in Maßnahme ZAd („Anbau von Körnerleguminosen“) verändert. Die Getreideeinheiten sinken um 3,0 bzw. 4,0 % in den beiden Szenarien, die Proteinmengen um 0,7 bzw. 1,1 %. Die Tierproduktmengen sind unverändert, die Gesamtproduktmengen sinken um 2,0 – 3,4 % (GE-Einheiten) bzw. 0,6 – 0,9 % (Proteinmengen). Die Förderung von Mehrnutzungsrindern ist die einzige Maßnahme, in der die Produktmengen geringfügig steigen. Bezogen auf Getreideeinheiten steigen die Produktmengen um 1,2 %, bezogen auf Proteinmengen um 0,4 %. Dabei bleiben die Produktmengen im Pflanzenbau unverändert, in der Tierhaltung steigen diese leicht um 1,2 % (GE-Einheiten) bzw. 3,3 % (Proteinmengen).

Die anderen drei Maßnahmen wirken sich ebenfalls nicht auf den Pflanzenbau aus. Jedoch werden die Produktmengen in der Tierhaltung leicht um 6,7 % (GE-Einheiten) bzw. 4,9 % (Proteinmengen) bei der Begrenzung der Viehbesatzdichte (ZEb) reduziert, wodurch sich die

Gesamtproduktmengen geringfügig um 2,2 % (GE-Einheiten) bzw. 0,6 % (Proteinmengen) reduzieren. Durch einen an Ernährungsempfehlungen angepassten Konsum (ZEa) sind die Rückgänge stärker. Bei Anpassung an die Planetary Health Diet (PHD, ZEa1) sinken die Produktmengen in Tierhaltung um 32,5 % (GE-Einheiten) bzw. 29,9 % (Proteinmengen) sehr stark, die Gesamtproduktmengen sinken weniger stark um 10,7 % (GE-Einheiten) bzw. 3,8 % (Proteinmengen). Verglichen mit den Änderungen in der Maßnahme M3 („Ausbau des Ökolandbaus“) mit max. 6,8 % (GE-Einheiten) bzw. 5,6 % (Proteinmengen) sind die Rückgänge der Produktmengen durch die Anpassungen der PHD am höchsten von allen untersuchten Maßnahmen. Bei Anpassung des Konsums an die DGE-Empfehlungen (ZEa2) sind die Gesamtänderungen mit 4,6 % (GE-Einheiten) bzw. 1,1 % (Proteinmengen) geringer.

2.6.6 Änderung der Nutzung von Flächen mit Energiepflanzenanbau

Durch den reduzierten Einsatz von Energiepflanzen in den Maßnahmen M2 (Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung) und den zusätzlichen Maßnahmen (Änderungen des Substratinputs, Vergärung von Nebenernteprodukten) werden für den Anbau von Energiepflanzen weniger Flächen benötigt. Mithilfe der reduzierten Einsatzmengen und den jeweiligen Hektarerträgen wird auf Kreisebene die für eine andere Nutzung zur Verfügung stehende Fläche berechnet. In Tabelle 77 sind die Flächeneinsparungen der jeweiligen Maßnahme aufgelistet.

Tabelle 77: Flächeneinsparungen durch den geringeren Energiepflanzeneinsatz in den Maßnahmen M2 „Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung“ und ZBa „Vergärung von Nebenernteprodukten“.

	M2 Szenario 1	M2 Szenario 2	M2 Szenario 3	M2 Szenario 4	ZBa1	ZBa2	ZBa3	ZBa4
Einsparung [ha]	11.212	32.800	54.472	42.280	74.625	61.492	54.925	70.724

Besonders bei der Vergärung von Nebenernteprodukten können bis zu 75 Tsd. ha Fläche für den Anbau anderer Kulturen, bspw. für die menschliche Ernährung, genutzt werden, da diese nicht mehr für den Energiepflanzenanbau genutzt werden. Auch bei der Erhöhung des Anteils des anfallenden Wirtschaftsdüngers, der vergoren wird, würden 11 – 54 Tsd. ha Fläche für eine andere Nutzung zur Verfügung stehen. Dies ist ein positiver Nebeneffekt der beiden Maßnahmen M2 („Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung“) und ZBa („Vergärung von Nebenernteprodukten“).

2.6.7 Modellvalidierung für die Berechnung der Luftschadstoffe und Produktmengen

Im RMD 2023 werden neben den THG-Emissionen auch die freigesetzten Luftschadstoffe aus der Landwirtschaft berechnet. Zur Bewertung der Trade-Offs und der Wirkung auf andere Umweltziele wird je Maßnahme berechnet, wie sich die Ammoniak-, Staub-, NO_x- und NMVOC-Emissionen verändern. In Tabelle 78 werden die berechneten Ammoniakemissionen (als wichtigster Zielgröße) für 2020 verglichen.

Tabelle 78: Modellvergleich für die mit EMMA-L-NC berechneten Ammoniakemissionen für das Berichtsjahr gegenüber den Ergebnissen des RMD 2023.

Quellgruppe	Eigene Ergebnisse [Gg NH ₃ a ⁻¹]	RMD 2023 [Gg NH ₃ a ⁻¹]	Abweichung ggü. RMD 2023	
			absolut [Gg NH ₃ a ⁻¹]	relativ [%]
Rinder (Stall & WD-Lager)	109,6	102,4	7,2	7,0 %
Schweine (Stall & WD-Lager)	76,9	72,4	4,5	6,2 %
Geflügel (Stall & WD-Lager)	26,4	25,6	0,8	3,1 %
Sonstige Tierkategorien (Stall & WD-Lager)	8,0	8,0	0	0 %
Weidehaltung (alle Tierkategorien)	11,3	12,5	-1,2	-9,6 %
Ausbringung (Wirtschaftsdünger & Gärreste)	163,9	167,4	-3,5	-2,1 %
Mineraldünger	34,9	34,9	0	0 %
Klärschlamm	6,3	5,6	0,7	12,5 %
Energiepflanzen (Gärrestlager und Ausbringung)	53,3	53,6	0	0 %
Gesamt	490,6	482,4	8,2	1,7 %

Die Gesamtammoniakemissionen weichen nur um 1,7 % vom Ergebnis des RMD 2023 ab, womit sich EMMA-L-NC gut eignet, um Änderungen in den Ammoniakemissionen durch die verschiedenen Maßnahmen abzubilden.

Für die Validierung der Berechnung der Produktmengen wird ein Vergleich mit den Angaben im Statistischen Jahrbuch (BLE 2023) vorgenommen. In Tabelle 79 wird die Brutto-Bodenproduktion (in Getreideeinheiten) mit den hier vorgestellten Ergebnissen verglichen. Das statistische Jahrbuch bilanziert für die Wirtschaftsjahre und nicht Kalenderjahre, daher wird für das aktuellste Jahr in den vorliegenden Berechnungen 2021 zum Vergleich die Daten für 2020/21 und 2021/22 herangezogen.

Tabelle 79: Vergleich der im vorliegenden Projekt berechneten Bodenproduktion (in 1.000 t Getreideeinheiten) mit den Angaben des Statistischen Jahrbuchs der Landwirtschaft.

Produktionsbereich	Jahrbuch ¹ 2020/2021 [1.000 t GE]	Jahrbuch ¹ 2021/2022 [1.000 t GE]	Eigene Berechnung ² 2021 [1.000 t GE]
Ackerkulturen	99.413	100.161	102.339
Gemüseanbau	1.667	1.823	1.564
Wiesen und Weiden	20.107	23.047	21.308
Insgesamt	123.520	127.316	125.211

Quellen: ¹ BLE (2023); ² Eigene Berechnung auf Basis des Getreideeinheitenschlüssels (Schulze Mönking und Klapp 2010) und der Erträge und Flächen (Destatis 2021d, 2021b, 2021a).

Die Gesamtmenge (in Getreideeinheiten) im Pflanzenbau sowie bei Weiden und Wiesen sind vergleichbar. Die Produktionsmenge im Gemüseanbau sind etwas geringer, die der Ackerkulturen etwas höher gegenüber dem Statistischen Jahrbuch. Insgesamt zeigt der Vergleich, dass die angelegte Berechnung der Produktmengen sich eignet, Änderungen in den Maßnahmen für den Pflanzenbau abzubilden.

Im statistischen Jahrbuch sind ebenfalls die Getreideeinheiten aus tierischen Produkten enthalten, die in Tabelle 80 verglichen werden. Die nach den hier vorgestellten Berechnungen insgesamt erzeugten tierischen Produkte (in Getreideeinheiten) liegen für 2021 zwischen den Werten der Wirtschaftsjahre 2020/21 und 2021/22 des Statistischen Jahrbuchs. Die berechneten Ergebnisse für Eier, Rinder- und Schweinefleisch liegen etwas höher als die Werte des Statistischen Jahrbuchs (BLE 2023), die Geflügelfleischproduktion ist etwas geringer. Insgesamt eignen sich auch die Berechnungen für die tierischen Produktmengen, um Änderungen in den verschiedenen Szenarien und Maßnahmen zu ermitteln.

Tabelle 80: Vergleich der im vorliegenden Projekt berechneten Tierproduktion (in 1000 t Getreideeinheiten) mit den Angaben des Statistischen Jahrbuchs der Landwirtschaft.

Produktionsbereich	Jahrbuch ¹ 2020/2021 [1.000 t GE]	Jahrbuch ¹ 2021/2022 [1.000 t GE]	Eigen Berechnung ² 2021 [1.000 t GE]
Milch	26.159	25.583	26.024
Eier	2.042	2.075	2.451
Schweinefleisch	20.109	18.912	21.211
Geflügelfleisch	6.632	6.436	4.643
Rinderfleisch	11.529	11.229	11.769
Insgesamt	67.972	65.692	67.025

Quellen: ¹ BLE (2023); ² Eigene Berechnung auf Basis des Getreideeinheitenschlüssels (Schulze Mönking und Klapp 2010) und Tierzahlen und Tierleistungen (Rösemann et al. 2023).

2.7 Diskussion der Minderungswirkung der Klimaschutzmaßnahmen

Im Rahmen dieses Projekts sind die THG-Minderungswirkungen für drei Maßnahmen des KSP sowie 25 weitere Maßnahmen in der Landwirtschaft berechnet worden. Diese Maßnahmen decken nicht alle möglichen Maßnahmen ab, die effektiv zum Klimaschutz in der Landwirtschaft beitragen können. Es wurde sich auf Maßnahmen beschränkt, die nach KSG (KSG, v. 15. Juli 2024) zum Sektor Landwirtschaft (ohne energiebedingte THG-Emissionen durch mobile und stationäre Verbrennung) gehören. Maßnahmen, die in der Landwirtschaft umgesetzt werden, deren THG-Emissionsminderung nach CRF-Systematik aber anderen Sektoren zugerechnet wird, können mit dem Modell EMMA-L-NC nicht berechnet werden. Ein verminderter Pflanzenschutzmittel(PSM)-Einsatz bewirkt bspw. eine THG-Minderung infolge des Rückgangs des Energieaufwands für die PSM-Herstellung, diese Verminderung entsteht jedoch gemäß CRF-Systematik im Sektor Industrie. Das gilt analog auch für andere Einflussgrößen, wie beispielsweise den Humusaufbau oder die Nutzung, Erzeugung und Einsparung fossiler Energien. In Kap. 2.6 sind einige dieser Trade-Offs berücksichtigt worden, jedoch nicht vollumfänglich.

Aufgrund der Modell-bedingten Restriktionen und der Zeitvorgabe des Projekts erhebt die Liste der hier untersuchten Maßnahmen keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Beispielsweise

sind die ackerbaulichen Anpassungen an einen verminderten PSM-Einsatz, bspw. durch Änderungen in der Fruchtfolge, mit dem Modell EMMA-L-NC kaum abbildbar. Die Auswirkungen auf den Energieverbrauch, bspw. durch mechanische Pflanzenschutzmaßnahmen, sind in den mit EMMA-L-NC berechneten THG-Emissionen nicht enthalten. Unbeschadet dieser Einschränkungen wurden mehrere Maßnahmen identifiziert und untersucht. Die Effektivität der Maßnahmen hängt jedoch teilweise stark vom Umsetzungsgrad der betreffenden Maßnahme ab, wie bspw. der erreichbare Anteil der Wirtschaftsdüngervergärung oder der tatsächliche Rückgang des N-Mineraldüngeraufwands bei Einführung einer N-Steuer auf N-Mineraldüngemittel.

Die Wiedervernässung von Mooren und die Moorbewirtschaftung sind Wirkungsbereiche, die eng mit der Landwirtschaft gekoppelt ist. Im Modell sind nur die Lachgasemissionen aus organischen Böden mit Nutzung als Acker oder Grünland enthalten. Zudem wird der Großteil der Emissionen aus organischen Böden dem LULUCF-Sektor zugeschrieben – ebenso die Gutschrift von THG-Emissionen bei Wiedervernässung. Da die Wirksamkeit von Moorschutzmaßnahmen nicht bzw. nur geringfügig mit dem Modell abbildbar ist, sind diese Maßnahmen im E-MoLL-Projekt nicht berücksichtigt worden. Weiterhin wird auch der Schutz von Dauergrünland nicht explizit betrachtet, da die Emissionsminderung ebenfalls in den Sektor LULUCF fällt. Eine Reihe der in E-MoLL untersuchten Maßnahmen verändern jedoch den Rinderbestand und/oder die Biogaserzeugung, die damit verbundenen agrarstrukturellen Effekte wirken sich somit auch auf den Schutz von Grünland und Moorböden aus.

2.7.1 „M1 - Senkung der N-Überschüsse“ und Maßnahmen im Bereich „Düngung und Pflanzenbau“

Die Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Düngung und Pflanzenbau (Kap. 2.5.4) sowie die KSP-Maßnahme M1 (Kap. 2.5.1) haben sich als effektiv in Bezug auf die potenzielle THG-Emissionsminderung erwiesen. Jedoch fehlen insbesondere bei M1 „Senkung der N-Überschüsse“ die Konkretisierung, mit welchen Ansätzen bzw. mit welchen Mitteln die gesteigerte N-Effizienz und die Senkung der N-Überschüsse erreicht werden soll. Die Düngeverordnung als Instrument reicht für die angestrebte Minderung nicht aus, das zeigt der Vergleich der angestrebten Mineraldüngerminderung von 423 Gg N a^{-1} in Szenario 1 (N-Überschuss wird nur durch Mineraldüngereinsatz gemindert) ggü. der berechneten Minderung des Szenario 3 von 130 Gg N a^{-1} , welches die tatsächliche Minderung der N-Düngung durch die Düngeverordnung nach Häußermann et al. (im Druck) darstellt. Im Projektionsbericht 2024 (Harthan et al. 2024) wird diese Maßnahme des KSP ebenfalls durch die Minderungswirkung der Düngeverordnung und der Übernahme der Wirkung des Nationalen Luftreinhaltprogramms 2023 berechnet. Gleiches gilt für den Projektionsbericht 2023 (Harthan et al. 2023), in welchem eine vergleichbare Minderung von 0,5 Mio. t CO_2 -Äq. für die Mineraldüngerminderung durch die Umsetzung der Düngeverordnung ermittelt wird.

Die Einsparpotenziale von Szenario 1 und 2 sind daher sehr hoch angesetzt, wenn diese Einsparungen durch die Düngegesetzgebung, wie im KSP vorgesehen, erreicht werden sollen. Basis für die Ermittlung der Einsparpotenziale ist der N-Gesamtüberschuss, welcher im 5-Jahres-Mittel unter 70 kg N ha^{-1} sinken und somit zum Klimaschutz beitragen soll (Bundesregierung 2019). Für 2021 liegt das 5-Jahres-Mittel bei 82 kg N ha^{-1} (UBA 2024c). Für das Jahr 2021 selbst liegt der N-Gesamtüberschuss bei 69 kg N ha^{-1} , der Trend bis 2030 weist auf eine Zielerreichung hin. In Häußermann et al. (im Druck) wird mit den gleichen Annahmen für die Baseline 2030 das Ziel von 70 kg N ha^{-1} erreicht. Jedoch liegt dies nicht am Rückgang der N-Mineraldüngung: von 2021 bis 2030 steigt diese in der Baseline um 7,8 % an. Ursache für die Senkung des N-Gesamtüberschusses – berechnet auf Basis der gleichen Projektionsdaten – ist der Rückgang der Energiepflanzenvergärung und der Tierbestände, die in der Baseline 2030

um 17,2 % bzw. 7,0 % sinken (bezogen auf die Großvieheinheiten). Dennoch besteht Ausbaupotenzial, insbesondere in Bezug auf die Erhöhung der N-Effizienz und die Verminderung der N-Mineraldüngung. Zusätzliche Maßnahmen wie bspw. die optimierte Düngeplanung (Bereich A), die Entfrachtung von Überschussregion durch Gärrestauffbereitung (Bereich B) und die Einführung einer N-Steuer (Bereich E) können zu einer gesteigerten N-Effizienz und einer verminderten N-Mineraldüngung führen und so die Zielerreichung der Maßnahme M1 unterstützen. In Summe wird durch alle Maßnahmen, die Mineraldünger einsparen, mindestens 488,8 bis maximal 863,8 Gg N-Mineraldünger eingespart. Zwar ist bei einer gleichzeitigen Umsetzung aller Maßnahmen nicht die Gesamtminderung von max. 863,8 Gg N-Mineraldünger erreichbar, da bspw. die Düngeeffizienz nicht doppelt durch teilflächenspezifische Düngung und optimierte Düngeplanung optimiert werden kann. Mit einer Kombination der einzelnen Maßnahmen ist jedoch eine wesentliche Mineraldüngungsreduktion erreichbar, die an die Ziele des KSP in M1 von 379,7 – 422,6 Gg N heranreichen könnte.

Die Minderung direkter Lachgasemissionen bei der Ausbringung sowie die Minderung von indirekten Lachgasemissionen durch Ammoniakminderungsmaßnahmen haben nur einen geringen Einfluss auf die THG-Gesamtemissionen respektive die Gesamtminderung. Durch die Düngeverordnung bestehen für Ammoniakemissionen bereits Vorgaben zur emissionsmindernden Ausbringung, wie bspw. der schrittweise Umstieg von Breitverteilern auf andere Techniken, die zeitnahe Einarbeitung und die Harnstoffdüngung mit Ureasehemmern. Diese Vorschriften der DüV beeinflussen die THG-Emissionen positiv, die Auswirkungen sind allerdings gering. Ebenso weisen die im Rahmen dieses Projektes untersuchten Techniken (z.B. Ansäuerung bei Ausbringung) nur ein geringes THG-Minderungspotenzial auf. Eine Senkung direkter Lachgasemissionen wird nur durch den Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen erreicht. Nach KSP (Bundesregierung 2019) soll dieses Thema verstärkt untersucht werden, nach der REACH-Verordnung¹⁵ sind diese zugelassen und werden in der Praxis angewendet. Die im Rahmen dieses Projektes berechnete Minderung ist mit 1 Mio. t CO₂-Äq. vergleichsweise hoch, jedoch sind die Angaben zur Wirksamkeit in wissenschaftlichen Studien sehr unterschiedlich (bspw. Flessa et al. 2012; Lam et al. 2017; Wang et al. 2021). In einer kürzlich veröffentlichten Studie von Sponagel et al. (2024), in der die Wirksamkeit von Nitrifikationsinhibitoren mit dem Modell „Palud“ modelliert wurde, ist eine große Spanne für die Minderungswirkung auf Lachgasemissionen von 0,4 bis 1,3 Mio. t CO₂-Äq. ermittelt worden. Zudem werden die Auswirkungen auf andere Umweltmedien kritisch gesehen (bspw. Beisecker et al. 2023; Karges et al. 2023; Kübeck et al. 2022).

Eine Reduzierung der N-Düngungsmengen wirkt sich nicht nur stark auf die THG-Emissionen aus. Sie vermindert auch die Freisetzung von reaktiven N-Verbindungen in die Atmosphäre und die Gewässer und somit die Belastungen für die davon betroffenen Umweltgüter. Der Abbau von Sicherheitszuschlägen kann sich positiv auf die N-Mineraldüngereinsatzmengen und folglich die Lachgasemissionen auswirken. Die Folgen der Absenkung in Bezug auf Erträge werden noch diskutiert (Taube 2021a; Kage et al. 2022; Taube 2023). Für die teilflächenspezifische Düngung wird nur ein geringes Potenzial ausgewiesen, was möglicherweise an der fehlenden Datengrundlage liegt. Die Effekte sind in den verwendeten Studien sehr variabel, der Versuchsaufbau wird kritisiert und die untersuchten Kulturen repräsentieren nur einen Teil der in Deutschland angebauten Kulturen (Colaço und Bramley 2018). Die drei Maßnahmen „optimierte Düngeplanung“, „teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren“ und „Abbau von Sicherheitszuschlägen“ können daher zu einer verbesserten N-Effizienz beitragen. Für eine quantitative Abschätzung der THG-Minderung fehlen jedoch Aktivitätsdaten und

¹⁵ Die REACH-Verordnung (EG) 1907/2006] ist die Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe.

weitere Untersuchungen, um die Wirksamkeit wissenschaftlich gesichert bewerten zu können. Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden deren Minderungspotenziale konservativ berechnet. Um die Effekte nicht zu überschätzen, wurde jeweils der niedrigste Wert für die Wirksamkeit aus der Literatur übernommen. In Sponagel et al. (2024) wurden mit 3 % und 10 % vergleichbar hohe Mineraldüngereinsparungen für teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren angenommen, jedoch wurde der Einsatz von Sensoren für alle Mineraldünger- ausbringungen angenommen. Hierdurch lag das Minderungspotenzial mit 0,3 und 0,9 Mio. t CO₂-Äq. etwas höher als das in diesem Projekt ermittelte Potenzial von 0,1 Mio. t CO₂-Äq. In einigen Jahren werden, bei Vorliegen belastbarer Daten, für diese Maßnahmen möglicherweise höhere THG-Minderungseffekte angesetzt werden.

Auch die N-Steuer, hier gekoppelt an den CO₂-Preis, könnte zur THG-Minderung beitragen, allerdings wird der Effekt als verhältnismäßig gering eingeschätzt. Im WBAE-Gutachten zu Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor ist eine N-Steuer diskutiert worden (WBAE und WBW 2016). Als Vorteil wird u.a. der geringe administrative Aufwand angeführt. WBAE und WBW (2016) weisen ebenso wie weitere Autoren (bpsw. Buschmann und Meyer 2013; SRU 2008) darauf hin, dass eine Abgabe auf den betrieblichen N-Überschuss grundsätzlich den effizienteren Ansatz darstellt, da der N-Überschuss (und nicht die N-Düngung) die problemadäquate Größe für die Bewertung der potenziellen Umweltbelastungen durch N-Emissionen darstellt. Mit einer N-Überschussabgabe würden auch Tierhaltungsbetriebe erfasst, von denen häufig die größten N-Emissionen ausgehen. Als Argument gegen eine N-Überschussabgabe wird unter anderem der hohe Verwaltungsaufwand angeführt, was jedoch mit Einführung der Stoffstrombilanzverordnung für alle Betriebe als Einwand hinfällig würde, da der betriebliche N-Überschuss dann routinemäßig von allen Betrieben ermittelt wird.

Die beiden Maßnahmen „Anbau von Körnerleguminosen“ und „Zwischenfruchtanbau“ sind sowohl in Bezug auf den Klimaschutz als auch aus pflanzenbaulicher Sicht positiv zu bewerten. Darüber hinaus wirken diese Maßnahmen sich auch auf andere Umweltziele positiv aus. Im WBAE-Gutachten wird ebenfalls der Anbau von Futterleguminosen und die Substitution von Sojaimporten durch inländischen Anbau von Körnerleguminosen diskutiert (WBAE und WBW 2016). Im Anbau von Futterleguminosen wird ein Vorteil durch den Ersatz von Mineraldünger gesehen. Die Substitution von Sojaimporten wird nicht eindeutig bewertet, da die Wirkung u.a. von der Ertragshöhe und der Ertragsstabilität des inländisch angebauten Sojas abhängt (WBAE und WBW 2016). Scheffler und Wiegmann (2019) ermitteln für den Anbau von verschiedenen Leguminosen auf 1,4 Mio. ha ein THG-Minderungspotenzial von 0,5 – 1,7 Mio. t CO₂-Äq. Im E-MoLL-Projekt ist für den Sojaanbau auf 0,5 - 0,9 Mio. ha eine im Vergleich dazu höhere THG-Minderung von 0,6 – 1,2 Mio. t CO₂-Äq. berechnet worden. Die Unterschiede können auf die verschiedenen Methodiken der Modelle zurückgeführt werden. Auch die Annahmen zu Mineraldüngereinsparungen durch legume Fixierung und der Ersatz bisher genutzter Kulturen und Leguminosen können ursächlich für die Abweichungen sein.

2.7.2 „M2 – Vergärung von Wirtschaftsdünger“ und Maßnahmen im Bereich „Biogas“

Die effektivste Maßnahme im Biogasbereich (Kap. 2.5.2 und 2.5.4) ist der Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung (M2). Von den drei Maßnahmen des KSP wird für die Vergärung von 70 % des anfallenden Wirtschaftsdüngers die höchste THG-Minderung berechnet. Die Zielerreichung für diese Maßnahme erscheint jedoch sehr fraglich, da der Biogasanlagenbestand derzeit eher rückläufig ist und der Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, 2021 nur 21 % betrug und in der Baseline nur ein Anstieg auf 23 % in 2030 angenommen wird (vgl. Abbildung 8). Nach Stand der Kenntnis ist der Mittelabfluss aus dem 2022 aufgelegten BMEL-Förderprogramm zur Umrüstung von NaWaRo-Biogasanlagen (Anlagen,

die nur mit nachwachsenden Rohstoffen bzw. Energiepflanzen betrieben werden) zu Gülle-Biogasanlagen sehr gering. Die Erreichung des Zielwerts von 70 % Vergärung des anfallenden Wirtschaftsdüngers bis 2030 ist in Anbetracht dieser Umstände unrealistisch. Davon geht auch der Projektionsbericht 2023 und 2024 aus. Das Mit-Maßnahmen-Szenario, welches die realistisch erreichbaren Maßnahmen aufzeigen soll, sieht keine Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung vor (Harthan et al. 2023; Harthan et al. 2024). Im Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario werden, vorausgesetzt die Rahmenbedingungen würden angepasst, 70 % der anfallenden Gülle in Biogasanlagen vergoren. Das Minderungspotenzial wird hier mit 3,0 Mio. t CO₂-Äq. angegeben. In E-MoLL wird mit bis zu 5 Mio. t CO₂-Äq. ein deutlich höherer Wert berechnet, da nicht nur Rinder- und Schweinegülle, sondern alle Wirtschaftsdüngerarten von Rindern, Schweinen und Geflügel berücksichtigt werden. Insgesamt gesehen erscheint bereits eine Zielerreichung von 30 % Vergärung, die in der KSP-Kombination „Realistische Annahmen“ angesetzt wird, daher aktuell als sehr ambitioniert.

Für die Gesamtbewertung dieser Maßnahme ist zudem ausschlaggebend, ob dafür ausschließlich bestehende Anlagen genutzt werden. In diesem Fall werden weniger Energiepflanzen eingesetzt und somit wird weniger Energie produziert (als in E-MoLL angenommen). Alternativ könnten jedoch auch zusätzlich neue Anlagen gebaut werden. Werden bestehende Anlagen umgenutzt, dann wird durch die reduzierte Energieproduktion eine Substitution notwendig. Mit zunehmender Elektrifizierung steigt der Bruttostromverbrauch im Projektionsbericht 2023 von 2019 bis 2030 um 14,8 % an (Harthan et al. 2023). Daher müsste die fehlende Energie aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen durch andere Energieträger ersetzt werden und, je nach eingesetztem Energieträger, könnte diese Substitution zu einer Steigerung der THG-Emissionen im Energiesektor führen – so wie im vorliegenden Projekt durch die Substitution mit Erdgas, welches vergleichbar flexibel einschaltbar und auch einsetzbar ist wie Biogas (bspw. auch als Kraftstoff). Bei einer Substitution durch einen anderen Energieträger können die THG-Emissionen im Energiesektor je nach Energieträger höher (z.B. für Braun- und Steinkohle) oder auch wesentlich geringer (z.B. für Wasser, Solar- und Windenergie) ausfallen. Wenn in 2030 eine geminderte Nachfrage nach Strom aus Biogas und Biomethan vorhanden wäre, dann entfielen ebenso die negative Wirkung dieser Maßnahme, was jedoch nicht anzunehmen ist. Auf andere Umweltziele hat diese Maßnahme keinen positiven Effekt. Zwar sinkt die N-Freisetzung aus Stall und Gärrestlager, dafür wird aber mehr Stickstoff ausgebracht. Dies wirkt sich negativ auf das Nitrat-Auswaschungspotenzial und die Ammoniakemissionen bei Ausbringung aus. Um auch andere Emissionsquellbereiche und Umweltwirkungen nicht oder positiv zu beeinflussen, ist daher eine Anpassung der Düngung an die mit den Gärresten anfallende N-Menge notwendig. Bei gasdichten Gärrestlagern ist durch die verminderten gasförmigen N-Verluste der N-Gehalt in den Gärresten höher, wodurch weniger Gärreste für die Deckung des N-Bedarfs notwendig sind. Zudem werden für die Umsetzung dieser Maßnahme mehr Transporte erforderlich, um den Wirtschaftsdünger von den Ställen in die Biogasanlagen und anschließend die Gärreste auf die Fläche zu bringen.

Die Vergärung von Nebenernteprodukten sowie die Mitvergärung von Biomasse aus Blühstreifen wirkt sich nur leicht emissionsmindernd bis emissionssteigernd aus. Die Anlage von Blühstreifen fördert jedoch die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Die Vergärung von Nebenernteprodukten führt zu einer Zunahme der Energieproduktion aus Biogas, da der Biogasertrag (bezogen auf die Frischmasse) aus Stroh höher ist als aus den bisher genutzten Energiepflanzen. Zudem wird der Flächenverbrauch durch Energiepflanzen reduziert. Beide Maßnahmen sind folglich insbesondere für andere Umweltwirkungen positiv und aus Klimaschutzsicht weder explizit vorteilhaft noch nachteilig.

Die Entfrachtung von Überschussregionen wirkt sich positiv aus, jedoch ist hierfür der Zubau von Gärrest-Aufbereitungsanlagen notwendig; bislang sind diese noch nicht weit verbreitet.

Ohne eine Aufbereitung ist der Transport von Gärresten aufwendig und wird daher in der Praxis seltener umgesetzt als es mit Aufbereitung der Gärreste möglich wäre.

2.7.3 „Fütterung und Züchtung“ und Maßnahmen in den Bereichen „Stall und Wirtschaftsdüngerlager“

Die Maßnahmen (Kap. 2.5.4), die in diesen beiden Bereichen untersucht werden, können zur Zielerreichung der Maßnahme M4 des KSP „Verringerung der THG-Emissionen in der Tierhaltung“ beitragen (Bundesregierung 2019). Diese KSP-Maßnahme ist bis dato nicht näher definiert. Unter anderem soll mehr Förderung von Tierwohl sowie eine Förderung der Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹ THG-emissionsmindernd wirken. Eine Gesamtstrategie hierzu sollte 2021 veröffentlicht werden, dies ist bisher aber nicht geschehen. Auch in den Projektionsberichten 2023 (Harthan et al. 2023) und 2024 (Harthan et al. 2024) wird dieses Instrument mangels konkreter Ausgestaltung nicht quantifiziert.

Die Wirkung der Förderung von Tierwohl (Maßnahme ZEc) kann nicht abgeschätzt werden (vgl. Kap. 2.3.5), da der Einfluss auf die Konsumententscheidungen und die dadurch induzierten Anpassungen der Produktionsbedingungen nicht bewertet werden können (Deblitz et al. 2021). Die im Rahmen dieses Projekts vorgenommene qualitative Bewertung (Kap. 2.5.4) sieht ein THG-Minderungspotenzial hauptsächlich in einem Abbau der Tierbestände, sofern bei Wechsel in eine anspruchsvollere Haltungsstufe die Stallgebäude weiter genutzt werden und dann mehr Fläche je Tier benötigt wird. Werden hingegen neue Tierwohlställe gebaut, würde dieser Effekt entfallen. Bis 2030 erscheint es, nicht zuletzt aufgrund der hohen Investitionskosten für Stallneu- und -umbauten, unwahrscheinlich, dass die THG-Emissionen durch ein Mehr an Tierwohl gemindert werden. Derzeit zeichnet sich jedoch keine substantielle Steigerung der Konsumnachfrage nach Tierwohl-Lebensmitteln ab. Das neue „Bundesprogramm Umbau der Tierhaltung“ (BLE 2024b) fördert den Um- und Neubau von tierwohl-gerechteren Schweineställen. Hierunter fallen Ställe mit Auslauf, Zugang zu Außenklima oder „Bioställe“ nach Definition der Tierwohlkennzeichnung für Schweine (BMEL 2024a; BLE 2024b). Da die Förderung erst im April 2024 eingeführt wurde, kann derzeit keine Prognose über die Entwicklung von Anpassungsmaßnahmen getroffen werden.

Die effektivsten Maßnahmen im Bereich Stall und WD-Lager sind die Gülleansäuerung im Stall sowie der Einsatz von Methanogenese-hemmenden Güllezusätzen. Die Ansäuerung im Stall ist derzeit aufgrund des Wegfalls der wasserrechtlichen Privilegierung der JGS-Anlagen (Jauche-, Gülle- und Silagesickersaft-Anlagen) durch die Zugabe der Säure jedoch praxisfern, da der Wirtschaftsdünger nach Wegfall des JGS-Status dann als wassergefährdender Stoff eingestuft wird und mit den entsprechenden Sicherheitsvorkehrungen gelagert werden muss. Eine Gülleansäuerung im Stall würde umfangreiche Umbauten im Stall und der Lagerstätte erfordern. Zudem ist bei anschließender Ausbringung der angesäuerten Gülle zu beachten, dass eine zusätzliche Kalkung notwendig wird, wodurch zusätzliche CO₂-Emissionen entstehen (vgl. Kap. 2.6.1). Gegen den im Projekt untersuchten Güllezusatz Calciumcyanamid läuft derzeit ein Beschränkungsverfahren der ECHA. Daher sind beide Maßnahmen zwar effektiv bezüglich der THG-Minderung, ihre weitere Anwendung in der Praxis kann aber derzeit nicht beurteilt werden. Mit den Maßnahmen „optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement“ sowie „emissionsoptimierte Offenställe“ werden die THG-Emissionen zwar weniger stark gemindert, insbesondere die Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements erfordert jedoch einen vergleichsweise geringen Aufwand. Die Maßnahme „emissionsoptimierte Offenställe“ erfordert dagegen umfangreiche bauliche Veränderungen, so dass eine Umsetzung in größerem Maßstab höchstens auf längere Sicht in Betracht käme.

Im Bereich der Fütterung und Züchtung zeigen nur zwei Maßnahmen ein nennenswertes Minderungspotenzial: der Einsatz von Methanogenese-hemmenden Futterzusätzen sowie die Förderung von Mehrnutzungsrindern. Die Erhöhung der Lebensleistung von Milchkühen hat zwar auch einen positiven Effekt auf THG-Freisetzen. Dieser fällt jedoch gering aus, wenn die Milchproduktionsmenge in Deutschland insgesamt unverändert bleiben soll. Bei einem Selbstversorgungsgrad von 97,3 % (BMEL 2024f) für Milch im Jahr 2021 ist ein Erhalt der Milchproduktionsmenge notwendig, vorausgesetzt die Ernährungsmuster der Bevölkerung verändern sich nicht wesentlich. Andernfalls würde der Bedarf durch Importe gedeckt und dementsprechend eine negative Umweltwirkung ins Ausland verschoben, aber nicht gemindert. Die Förderung von Mehrnutzungsrindern ist sehr effektiv, jedoch nur, wenn sich auch die Fleischrinderhaltung entsprechend anpasst. Inwieweit der Markt hemmend bei Förderung von Mehrnutzungsrindern in der Milchkhaltung auf die Fleischrinderzahl einwirkt, bleibt fraglich. Daher sind flankierende Maßnahmen zu Anpassung der Fleischrinderanzahl notwendig, um einen Anstieg der Gesamtrinderzahl und somit der THG-Emissionen zu verhindern.

Der Futterzusatz 3-NOP ist sehr wirksam bei Milchkühen, muss jedoch dauerhaft zugefüttert werden, um den Methanminderungseffekt aufrecht zu halten. Da Langzeitstudien über eine Laktation hinaus bislang fehlen, wird in der Literatur weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Wirksamkeit, Tiergesundheit, Gentoxizität, Tierwohl und der Nachhaltigkeit angesprochen (van Gastelen et al. 2024; Kebreab et al. 2023; Hristov et al. 2022; Bampidis et al. 2021).

2.7.4 „M3 – Ausbau des Ökolandbaus“ und strukturelle Maßnahmen

Die strukturellen Maßnahmen weisen ein großes Emissionsminderungspotenzial auf. In der Diskussion um Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft wird häufig auch die Maßnahme "Ausdehnung des ökologischen Landbaus" vorgeschlagen. Der WBAE sah in seinem Gutachten 2016 darin - auf Basis der seinerzeit verfügbaren Analysen - allerdings keinen eindeutigen Beitrag zum Klimaschutz (WBAE und WBW 2016). Die im Rahmen dieses Projektes berechneten Ergebnisse führen jedoch zu einem anderen Ergebnis. Mit 30 % Flächenanteil des Ökolandbaus können bis zu 8,6 % der THG-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors (gegenüber Baseline 2030) gemindert werden. Weiterhin zeichnet sich ein Ausbau des Ökolandbaus durch weitere positive Umweltwirkungen aus, wie bspw. eine höhere Biodiversität und den Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz. Sanders und Heß (2019) betonen auch die Vorteile des Ökolandbaus bei der Anpassung an die Folgen des Klimawandels, insbesondere in Bezug auf Erosionsvermeidung und Hochwasserschutz. Diese vielfältigen positiven Wirkungen des Ökolandbaus sind insbesondere bei der Allokation von Kosten für Klimaschutzmaßnahmen zu berücksichtigen. Die Auswirkung sogenannter Hybridlandwirtschaftssysteme, welche die Vorteile von ökologischer und konventioneller Wirtschaftsweise vereinen (z.B. Intensivierung Kleeergrasanbau, verminderter Pflanzenschutzmitteleinsatz etc.; Taube 2021b, Alderkamp et al. 2025) wurde ausgeklammert.

Allerdings sind die vielfältigen Effekte einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus nach Auffassung der Autor*innen noch nicht abschließend untersucht. Dafür wesentliche Parameter, wie unter anderem Tierleistungen und Hektarerträge, werden bislang nicht systematisch (statistisch repräsentativ) erfasst, so dass eine Modellierung auf der nationalen Ebene bislang von nicht unbeträchtlichen Unsicherheiten gekennzeichnet ist. Die Sensitivitätsanalyse der wichtigsten Eingangsgrößen für die Berechnung der Maßnahmenwirkungen (s. Kap. 2.5.3) verdeutlicht, dass eine fundiertere Datenbasis die Belastbarkeit der Ergebnisse verbessern würde.

Derzeit wird die Zunahme des Ökolandbaus nur auf Bundesebene betrachtet. Die aktuelle Verteilung der Ökoflächen im Bundesgebiet zeigt jedoch, dass die Anteile in den Bundeslän-

dern stark variieren. Im Gutachten des WBAE (2020) wird darauf verwiesen, dass es standortspezifische Stärken und Schwächen des Ökolandbaus gibt. Daher empfiehlt der WBAE, den Ökolandbau zielgerichteter auszubauen, bspw. bevorzugt in den nach DüV ausgewiesenen „Roten Gebieten“ (WBAE 2020). Daher sollte mit höherer räumlicher Auflösung (Bundesland- oder Kreisebene) untersucht werden, in welchen Regionen eine Umstellung auf Ökolandbau besonders wirksam wäre und wie Betriebe dafür gezielt gefördert werden könnten.

Für den Ausbau des Ökolandbaus sollte weiterhin auch untersucht werden, inwiefern Betriebe bei Umstellung auf Ökolandbau ihre Fruchtfolgen anpassen und wie sich die Zusammensetzung der Kulturarten ändert. Im Modell EMMA-L-NC wird ein gleicher Kulturartenmix für die bereits bestehenden und die neu hinzukommenden Ökobetriebe angenommen. Es ist zu prüfen, ob diese Annahme berechtigt ist, wenn sich die ökologisch bewirtschaftete Fläche gegenüber der jetzigen Situation mehr als verdoppelt. Auch kann hinterfragt werden, ob die einsparte Menge an N-Mineraldünger in den Umstellungsbetrieben tatsächlich dem Mittelwert der (konventionell wirtschaftenden) Betriebe in Deutschland entspricht, oder ob nicht möglicherweise bevorzugt Betriebe auf Ökolandbau umstellen werden, die bereits jetzt relativ extensiv in Bezug auf die N-Düngung wirtschaften. Das hätte zur Folge, dass der N-Einsparereffekt nicht proportional zur Umstellungsfläche ist. Der Flächenumfang und die Erträge der angebauten Kulturen beeinflussen auch die Produktionsmengen und den N-Überschuss. Für die Ausweitung des Ökolandbaus auf 30 % der LF wird mit den hier verwendeten Annahmen ein Rückgang der Produktionsmengen in der Landwirtschaft (Produkt-delta) um bis zu 6,8 % berechnet (bezogen auf Getreideeinheiten, s. Kap. 5). Wenn weniger Produkte produziert werden als zur Deckung des inländischen Verbrauchs benötigt werden, dann müsste die Differenzmenge importiert werden, wodurch die äquivalenten THG-Emissionen ins Ausland verlagert werden. Sind die Produkt-spezifischen THG-Emissionen der ausländischen Erzeugung höher als bei inländischer Produktion, ist für den Klimaschutz im globalen Maßstab nichts gewonnen. Die mögliche Verschiebung von THG-Emissionen infolge der Verlagerung der Produktion ins Ausland wurde im Rahmen dieses Projektes nicht ermittelt, sollte jedoch für eine ganzheitliche Bewertung berücksichtigt werden.

Für den Rückgang der Produktionsmengen sind insbesondere der Pflanzenbau und die in diesem Projekt angenommenen Ertragsminderungen bei Umstellung auf Ökolandbau verantwortlich (Kap. 2.6.5, A.1.1, A.1.2, A.1.3). Die verminderten Tierleistungen sind für die insgesamt produzierbaren Getreideeinheiten und Proteinnmengen weniger relevant. Dies verdeutlichen auch die Auswertungen von Ritchie und Roser (2024) auf globaler Ebene: trotz eines Flächenanteils von (nur) 16 % für den Anbau von Pflanzen zur menschlichen Ernährung werden insgesamt 83 % der Kalorien bzw. 62 % der Proteine durch pflanzliche Ernährung bereitgestellt. Folglich ist für die Bewertung des Ökolandbaus insbesondere relevant, wie stark die Erträge in der Pflanzenproduktion bei Umstellung auf Ökolandbau gemindert werden. Auch der WBAE (2020) sieht in den Ertragslücken zwischen ökologischem und konventionellem Landbau hinsichtlich Ernährungssicherung bei wachsender Weltbevölkerung die größte Schwäche des Ökolandbaus.

Für die Maßnahme "Ausbau des Ökolandbaus" besteht aktuell nur das Flächenziel von 30 %. Ergänzend sollte auch für die ökologische Nutztierhaltung eine Zielvorgabe entwickelt werden. Nach EU-Öko-Verordnung darf im Ökolandbau auch Wirtschaftsdünger aus konventioneller Tierhaltung mit unter 2,5 GV ha⁻¹ eingesetzt werden, nach den Vorgaben der ökologischen Anbauverbände in Deutschland ist dies jedoch i.d.R. nicht zulässig (BLE 2024a). Folglich wird der Flächenausbau nur mit einer Zunahme ökologisch gehaltener Nutztiere einhergehen, um ausreichend Wirtschaftsdünger für die Düngung in den Ökobetrieben zu erhalten.

Limitierende Faktoren der derzeitigen Zusammensetzung in der Nutztierhaltung ist die Grünlandfläche für Weidegang sowie der Raufutterbedarf, um bedarfsgerechte Rationen zu gewährleisten.

Schließlich ist bei der Ausweitung des Ökolandbaus auch zu beachten, inwiefern die Aufnahmefähigkeit der Märkte respektive die Verbrauchernachfrage für Ökoprodukte den Ausbau begrenzen würde. Die aufgeführten Aspekte verdeutlichen die Komplexität einer umfassenden Bewertung des Ökolandbaus.

Im Projektionsbericht 2023 (Harthan et al. 2023) wird im Mit-Maßnahmen-Szenario die Zielerreichung von 30 % Flächenanteil des Ökolandbaus bis zum Jahr 2030 nicht übernommen, stattdessen wird als Trendfortschreibung ein Anteil von 15 % Ökolandbau in 2030 genannt. Im Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario werden im Projektionsbericht 20 % Flächenanteil, im jüngsten Projektionsbericht 2024 30 % Flächenanteil angenommen. Es wird jedoch nur die Minderung der N-Mineraldüngermenge betrachtet, wodurch das Minderungspotenzial mit 0,4 Mio. t CO₂-Äq. unterhalb des Minderungspotenzials nach E-MoLL-Ergebnis liegt. Dies verdeutlicht, dass für die Bewertung der Ausdehnung des Ökolandbaus die THG-Minderung in der Tierhaltung mit einzubeziehen ist. Weiterhin unterstreicht es die Empfehlung, Ziele und Instrumente zur Ausweitung des Ökolandbaus nicht nur auf die Fläche, sondern auch auf die Tierhaltung auszurichten.

Darüber hinaus sollte auch intensiver untersucht werden, wie der konventionelle Landbau, der auch bei Erreichung des Ausbauziels von 30 % Ökolandbau noch den Großteil der Bewirtschaftung ausmacht, ökologischer gestaltet werden kann. Hier bestehen weitere Potenziale wie bspw. vermehrt Zwischenfrüchte in die Fruchtfolgen zu integrieren oder den Leguminosenanbau auszuweiten, um THG-Emissionen zu mindern und weitere positive Umweltwirkungen zu erzielen. Auch Hybridsysteme sind möglich und sollten nach WBAE (2020) parallel zum Ökolandbau untersucht werden.

Die weiteren Maßnahmen, die strukturelle Änderungen (Bereich E) zum Ziel haben, sind ebenfalls effektiv. Die N-Steuer wurde bereits im Zusammenhang mit der N-Düngung angesprochen: eine N-Steuer ist nur bei einem hohen Steuersatz effektiv und beschränkt sich auf die N-Mineraldüngung, so dass diese Maßnahme in tierhaltungsintensiven Betrieben bzw. Regionen keine Wirkung entfaltet (WBAE und WBW 2016). Die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GV ha⁻¹ hat ein hohes Minderungspotenzial und würde insbesondere die regionalen Umweltbelastungen durch die intensive Tierhaltung im Nordwesten Deutschlands mindern. Auch von Scheffler und Wiegmann (2019) wird bei einer Abstockung auf 2 GV ha⁻¹ auf Betriebsebene eine THG-Minderung von 2,0 Mio. t CO₂-Äq. ermittelt, wobei bei Begrenzung der Viehbesatzdichte auf Kreisebene anstatt auf Betriebsebene eine wesentlich geringere Minderung von 0,4 Mio. t CO₂-Äq. erreicht werden würde (Scheffler und Wiegmann 2019). Bei einer Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 1,5 GV ha⁻¹ steigen die THG-Minderungspotenziale auf 2,7 Mio. t CO₂-Äq. (Begrenzung auf Betriebsebene) bzw. 0,6 Mio. t CO₂-Äq. (Begrenzung auf Kreisebene) an (Scheffler und Wiegmann 2019). Diese Maßnahme hätte jedoch einen sehr großen Einfluss auf die bestehenden landwirtschaftlichen Strukturen, so dass der Versuch ihrer Umsetzung mutmaßlich erhebliche Widerstände in den betroffenen Regionen (und darüber hinaus) hervorrufen würde.

Besonders effektiv wäre die Anpassung des Ernährungsverhaltens der Bevölkerung an die Empfehlungen der PHD bzw. der DGE. Diese hohen Minderungspotenziale würden jedoch nur realisiert, wenn auch die Produktionsmengen entsprechend dem Konsumrückgang reduziert würden. Alternativ wäre stattdessen auch eine Steigerung der exportierten Produktmengen denkbar, um den inländischen Konsumrückgang zu kompensieren. Für die Bewertung der Maßnahme ist ergänzend zu berücksichtigen, dass die Minderungswirkung auf längere Sicht

niedriger ausfällt, wenn sich die produktspezifischen Emissionsfaktoren aufgrund der Umsetzung landwirtschaftlicher Klimaschutzmaßnahmen oder infolge des technischen Fortschritts verringern. Eine tiefgreifende Umstellung des Ernährungsverhaltens eines größeren Teils der Bevölkerung scheint außerdem sehr unwahrscheinlich, insbesondere innerhalb eines Zeithorizonts bis 2030.

2.7.5 Gesamtbewertung des KSP und Gesamtkombinationen aller effektiven Maßnahmen

Die Berechnung der kombinierten Wirkung einzelner Maßnahmen (Kap. 2.5.5) zeigt, dass die Betrachtung von Überlagerungseffekten sehr relevant ist. In jeder der untersuchten Kombinationen liegt die kombinierte Wirkung unterhalb der Summe der Einzelwirkungen. Teilweise sind die Überlagerungseffekte so groß, dass die Gesamtwirkung der Kombinationen um bis zu 21 % unterhalb der Summe der einzelnen Maßnahmen liegt. Für die Ausgestaltung zukünftiger Klimaschutzprogramme sollten daher stets die Gesamtwirkungen der einzelnen vorgeschlagenen Klimaschutzmaßnahmen berechnet und für die Potenzialabschätzung genutzt werden.

Die drei Kombinationen des KSP zeigen, dass die Diskrepanz zwischen der maximal erreichbaren Wirkung von 10 Mio. t CO₂-Äq. und der aus derzeitiger Sicht realistischen Wirkung von 3,5 Mio. t CO₂-Äq. sehr groß ist. Die gesetzten Ziele des KSP würden eine THG-Minderung von 7,5 Mio. t CO₂-Äq. ermöglichen. Die Wirkung des KSP ist insbesondere vom Umsetzungsgrad der einzelnen Maßnahmen abhängig. Wie bereits im Zusammenhang mit den Einzelmaßnahmen diskutiert, ist jedoch gerade die Zielerreichung derzeit fraglich. Daher ist es eine zentrale Aufgabe der Klimaschutzpolitik, die Verbreitung und Umsetzung der einzelnen Maßnahmen in der Landwirtschaft mit geeigneten Instrumenten zu fördern und zu beschleunigen. Nur auf diese Weise kann die angestrebte rasche und größtmögliche Wirkung des KSP erreicht werden.

Die Gesamtkombinationen aller wirksamen, in diesem Projekt untersuchten Maßnahmen kann ausreichen, um die Gesamtemissionen des landwirtschaftlichen Sektors um 16,6 Mio. t CO₂-Äq. ggü. der Baseline 2030 zu senken. Dies bedeutet, dass die Gesamtemissionen auf 37,4 Mio. t CO₂-Äq. gesenkt werden könnten. Dies wäre ein wichtiger Beitrag des landwirtschaftlichen Sektors, um das Ziel der Klimaneutralität (nach KSG 2045) zu erreichen. Jedoch fehlen auch für diese Maßnahmen aus derzeitiger Sicht Anreize, um die maximal mögliche Umsetzung und damit die angestrebte THG-Emissionsminderung zu erreichen. Statt 16,6 Mio. t CO₂-Äq. ist derzeit eine Minderung durch die Gesamtkombination von 8,5 Mio. t CO₂-Äq. aus Sicht der Autor*innen realistisch. Zwar würde eine Minderung um 8,5 Mio. t CO₂-Äq. im Vergleich zum realistischen THG-Minderungspotenzial des KSP von 3,5 Mio. t CO₂-Äq. bereits eine Verbesserung darstellen, jedoch läge eine THG-Minderung in dieser Größenordnung weit unterhalb des maximal möglichen Potenzials.

Aus der Bewertung der Einzelmaßnahmen sowie der KSP-Kombinationen, der zusätzlichen Kombinationen und der Gesamtkombinationen ist folgendes festzuhalten:

- Es fehlt eine konkrete Ausgestaltung, wie die N-Düngung effizienter und emissionsmindernder gestaltet werden kann (M1). Eine Auswahl möglicher Maßnahmen zur Reduktion der Mineraldüngung und der Verbesserung der NUE (nitrogen use efficiency) sind in diesem Projekt in Bezug auf Wirksamkeit und THG-Minderung untersucht worden. Die Probleme wurden aufgezeigt, die bei emissionsmindernder Ausbringung in Bezug auf Gesamtminderungspotenzial (Gülleansäuerung), die negativen Umweltwirkungen (Nitrifikationshemmer) und die nicht ausreichend wissenschaftlich nachgewiesene Wirksamkeit (Nitrifikationshemmer) bestehen.

- ▶ Die Ausbauziele für den Ökolandbau (M3) und die Wirtschaftsdüngervergärung (M2) erscheinen derzeit fraglich, es fehlt an Anreizen und Förderung, um die ambitionierten Ziele des KSP zu erreichen.
- ▶ Die Maßnahme M4 zur Emissionsminderung in der Tierhaltung ist noch nicht ausgestaltet. Inwiefern die Tierwohlkennzeichnungspflicht oder eine Ernährungsstrategie, wie im Sofortprogramm (BMWK 2023) vorgesehen, die THG-Emissionen in der Nutztierhaltung mindern können, ist gegenwärtig nicht abschätzbar.
- ▶ Die Maßnahmen des KSP alleine reichen nicht aus, um das Ziel "Klimaneutralität bis 2045" des novellierten KSG zu erreichen. Hierfür müssten die THG-Emissionen in der Landwirtschaft (ohne energiebedingte THG-Emissionen aus mobiler und stationärer Feuerung) mindestens unterhalb des Senkenpotenzials von 40 Mio. t CO₂-Äq. sinken, das der LULUCF-Sektor bereitstellen soll. Gegenüber der Baseline 2030 erfordert dies eine THG-Minderung in der Landwirtschaft um 13 Mio. t CO₂-Äq., die jedoch selbst mit der KSP-Kombination „Maximale Wirkung“ mit 10 Mio. t CO₂-Äq. THG-Minderung nicht erreicht wird. Für das Ziel der Klimaneutralität bis 2045 sind daher weitere Maßnahmen notwendig.
- ▶ Im KSG ist festgeschrieben, dass der LULUCF-Sektor 40 Mio. t CO₂-Äq. Senkenpotenzial bereitstellen soll. Es fehlen jedoch die Angaben, wie viel Restemissionen bei angestrebter Klimaneutralität dann den einzelnen Sektoren zugeteilt werden sollen. Um langfristig das Ziel der Klimaneutralität zu erreichen, bedarf es einer Zuteilung von Restemissionen auf die einzelnen Sektoren. Nur mit diesem Vorgehen und einer intersektoralen Priorisierung kann eine Strategie entwickelt werden, welche Anpassungen und Veränderungen im Agrarsektor für einen hinreichenden Beitrag zur Klimaneutralität erforderlich sind.
- ▶ Die Kombination der KSP-Maßnahmen mit weiteren Maßnahmen, die effektiv THG-Emissionen reduzieren, weist ein Gesamtminderungspotenzial von 8,5 – 16,6 Mio. t CO₂-Äq. auf. Mit der größtmöglichen Wirkung könnten die Gesamt-THG-Emissionen somit unter 40 Mio. t CO₂-Äq. gesenkt werden. Aus derzeitiger Sicht sind die Annahmen zu den Umsetzungsgraden der Maßnahmen jedoch nicht realistisch und die erforderliche Gesamtminderung ist nicht erreichbar.
- ▶ Die effektivsten Maßnahmen erfordern einen langen Vorlauf und erhebliche Umstrukturierungen in der Landwirtschaft. Daher müssen die Klimaschutzmaßnahmen und die Instrumente zu ihrer Umsetzung zeitnah eingeleitet werden.

2.7.6 Bewertung der Wirksamkeit und Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen

Für die Bewertung der Wirksamkeit einzelner Klimaschutzmaßnahmen ist es sinnvoll, mit Spannbreiten zu arbeiten. Ebenso ist bei methodischen Weiterentwicklungen eine Anpassung der Minderungsbedarfe notwendig.

Beispielsweise haben sich infolge der Änderung der Lachgasemissionsfaktoren von 0,01 auf 0,006 kg N₂O-N kg⁻¹ N-Mineraldünger bzw. auf 0,007 kg N₂O-N kg⁻¹ N-Wirtschaftsdünger (Rösemann et al., 2023) die Minderungspotenziale aller Maßnahmen mit Wirkungsbereich Lachgasemissionen gemindert. Dies betrifft bspw. die Senkung der N-Überschüsse (M1) oder den Ausbau des Ökolandbaus (M3). So hätte die Maßnahme M1 mit dem früheren Lachgasemissionsfaktor eine um 66 % höhere Minderung von maximal 2,9 Mio. t CO₂-Äq. gegenüber der jetzigen Minderung in Höhe von 1,7 Mio. t CO₂-Äq. gehabt. Ebenso führt der aktuelle Wert des Global Warming Potenzials (GWP) für Lachgas von 265 gegenüber dem früheren Wert von 298 kg CO₂-Äq. kg⁻¹ N₂O dazu, dass für alle Maßnahmen mit Ansatzstelle N₂O-Emission eine

um 11 % geringere Klimawirkung ausgewiesen wird. Auch hierdurch ist das Minderungspotenzial aller Maßnahmen mit Schwerpunkt auf Lachgasemissionen rechnerisch abgesenkt worden. Diese geänderten Faktoren erklären zum Teil die Unterschiede zwischen den hier vorgestellten Ergebnissen und dem WBAE-Gutachten (WBAE und WBW 2016). Hier wird eine Minderung von 3,3 Mio. t CO₂-Äq. bei Erreichen eines N-Gesamtbilanzüberschusses von 80 kg N ha⁻¹ angegeben. Osterburg et al. (2019) berechnen für das Erreichen eines N-Gesamtbilanzüberschusses von 70 kg N ha⁻¹ eine Minderung von 2,7 Mio. t CO₂-Äq. Beide Veröffentlichungen basieren auf den alten Werten des Lachgasemissionsfaktors und des GWP. Die Minderungspotenziale beziehen sich immer auf verschiedene Gesamtemissionen, weshalb Minderungspotenziale sowie auch Minderungsziele stets in Relation zur absoluten Emissionsmenge gesehen werden müssen.

Für die Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen haben methodische Anpassungen einen noch größeren Effekt. Die Minderungen können zwar in Relation zu den Gesamtemissionen gesehen werden und behalten dadurch ihre Aktualität. Werden jedoch Maßnahmen verglichen, die auf verschiedene Treibhausgase mindernd wirken, wird eine Priorisierung erschwert bzw. kann sich verschieben. Bspw. ist der GWP-Wert für Methan von 25 auf 28 kg CO₂-Äq. kg⁻¹ CH₄ angepasst worden (Rösemann et al. 2023). Folglich ist das Minderungspotenzial aller Methanminderungsmaßnahmen mit Überarbeitung der GWP um 12 % gestiegen, für Lachgas-Minderungsmaßnahmen hingegen gesunken.

Ein weiterer wichtiger Faktor für die Priorisierung von Maßnahmen ist die Einbeziehung weiterer Sektoren, die durch eine Maßnahme betroffen sind. So zeigen die E-MoLL-Auswertungen, dass ohne Berücksichtigung weiterer Umweltwirkungen die Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung auf bis zu 70 % mit 5,0 Mio. t CO₂-Äq. am effektivsten ist, gefolgt vom Ausbau des Ökolandbaus auf 30 % Flächenanteil mit 4,6 Mio. t CO₂-Äq. Die Senkung der N-Überschüsse hat hingegen das geringste Minderungspotenzial mit max. 1,7 Mio. t CO₂-Äq. von allen drei Maßnahmen des KSP (vgl. Kap. 2.5). Werden jedoch die Änderungen der THG-Emission in anderen Sektoren mit einbezogen, verändert sich die Reihenfolge: für den Ausbau des Ökolandbaus (M3) beträgt die berechnete Gesamtminderung dann max. 5,9 Mio. t CO₂-Äq. und für die Senkung der N-Überschüsse (M1) max. 4,0 Mio. t CO₂-Äq. Für die Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (M2) sinkt das Minderungspotenzial auf max. 4,3 Mio. t CO₂-Äq. und ist nur noch etwas höher als das maximale Gesamtpotenzial von M1.

Ebenso ist es wichtig, für eine Priorisierung auch weitere Umweltwirkungen einzubeziehen. Bspw. hat die Maßnahme M3 (vgl. Kap. 2.6.2) positive Auswirkungen auf andere Umweltziele, wie bspw. Biodiversität. Auch mit M1 werden negative Umweltwirkungen, die durch übermäßige Stickstoffzufuhr entstehen, reduziert. Die Umwelteffekte von M2 sind hingegen geringer, die potenziellen Nitrat-Auswaschung wird sogar erhöht.

Die hier vorgestellten Ergebnisse der berechneten THG-Minderungspotenziale einzelner Maßnahmen eignen sich, in Verbindung mit der Kostenberechnung (s. Kap. 4) sowie der Wirkung auf andere Umweltbereiche (beides nur für ausgewählte Maßnahmen), für eine integrierte Gesamtbewertung. Darauf aufbauend können dann Maßnahmen priorisiert und Schritte zu deren Umsetzung eingeleitet werden.

3 Modellierung der THG-Emissionen der Quellgruppe mobile und stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft

3.1 Zielsetzung und Herangehensweise

Gemäß Klimaschutzgesetz (KSG) Anlage 1 werden energiebedingte THG-Emissionen, die unter die Quellkategorie CRF 1.A.4.c (Verbrennung von Brennstoffen in Land- und Forstwirtschaft sowie in der Fischerei) fallen, dem Sektor Landwirtschaft zugeordnet. Diese Emissionen stammen hauptsächlich aus der Verbrennung von Kraftstoffen in Arbeitsmaschinen und der Wärmebereitstellung in der Landwirtschaft. Gemäß NID (UBA 2024d) emittierte die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2022 aus mobilen und stationären Feuerungsanlagen rund 8,1 Mio. t CO₂-Äq, was etwa 1,1 % der gesamten THG-Emissionen Deutschlands entspricht. Auf die Landwirtschaft im engeren Sinn entfallen davon 7,6 Mio. t CO₂-Äq. etwa 0,5 Mio. t CO₂-Äq. sind der Forstwirtschaft und Fischerei zuzuordnen.

Die derzeitige Ermittlung der Energieverbräuche in der Landwirtschaft ist durch erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf die Datengrundlagen gekennzeichnet. Die Energieverbräuche können nur schätzungsweise den einzelnen Anwendungen wie bspw. Bodenbearbeitung, Trocknung, Stallheizung oder Gewächshäusern zugeordnet werden. Mangels ausreichender Daten wird ein beträchtlicher Anteil der eingesetzten Energiemengen dem Bereich „sonstige Wärmenachfrage“ zugerechnet (UBA 2024d).

Für die mobile und stationäre Verbrennung existieren grundsätzlich eine Reihe von Minderungsoptionen, die vor allem für den Energieeinsatz im Gartenbau und für mobile Agrarfahrzeuge entwickelt und beschrieben werden. Jedoch ist es mit der aktuellen Inventarmethodik nicht bzw. nur sehr eingeschränkt möglich, Minderungspotenziale differenziert für einzelne Aktivitäten bzw. Komponenten des Energieverbrauchs zu berechnen und, darauf aufbauend, THG-Minderungskosten zu berechnen.

Mobile Verbrennung

Etwa drei Viertel des derzeitigen Kraftstoffverbrauchs von (mobilen) Arbeitsmaschinen entfällt auf die pflanzliche Erzeugung, während ein Viertel auf die Tierhaltung zurückzuführen ist. Die THG-Emissionen aus der mobilen Verbrennung in der Landwirtschaft werden für die Emissionsberichterstattung nach ähnlicher Methodik wie die stationären Quellen (s.u.) berechnet. Zurzeit werden diese im NID über die Verbrauchsschätzungen der AGEB (2021) nach einem Verteilungsschlüssel den verschiedenen Quellgruppen wie Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei zugeordnet. Es wird, wie bei den THG-Emissionen aus der stationären Verbrennung, keine Unterscheidung der einzelnen Quellgruppen getroffen. Daher kann auf Basis dieser Angaben keine Aussage über die genaue Herkunft der THG-Emissionen aus mobilen Quellen abgeleitet werden.

Stationäre Verbrennung

Als landwirtschaftliche Quellen für die stationäre Verbrennung sind die Nutztierhaltung und der Unterglasanbau relevant. Im NID fallen die THG-Emissionen dieser beiden Quellgruppen unter die Subkategorie 1.A.4.c.i stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei (z.B. Heizungsanlagen von Gebäuden, Gewächshäusern und Ställen sowie Biogasanlagen) (UBA 2024d). Dagegen werden die THG-Emissionen, die durch den Stromverbrauch und die Verbrennung von fossilen Energieträgern entstehen, nicht in dieser

Subkategorie des NID aufgeführt, sondern zählen zur Subkategorie 1.A.1.a „Öffentliche Elektrizitäts- und Wärmeversorgung“ (UBA 2023b).

Die Emissionen aus stationärer Verbrennung werden im NID über ein sogenanntes „top-down“ Verfahren aus den AGEB-Energiebilanzen für Deutschland berechnet. Mittels eines Schätzverfahrens auf Basis der Energieausgaben der Landwirtschaft laut Statistischem Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten werden diese Energiebilanzen ermittelt. In der Studie „Umsetzung eines Verfahrens zur regelmäßigen und aktuellen Ermittlung des Energieverbrauchs in nicht von der amtlichen Statistik erfassten Bereichen“ wird die entsprechende Energieträgerstruktur beschrieben (AGEB 2021). Mit diesem Verfahren ist es nicht möglich, die Emissionen den Quellgruppen Unterglasanbau und Nutztierhaltung zuzuordnen.

Zielsetzung

Ziel der Arbeiten war es, eine Methodik zur Berechnung der THG-Emissionen aus stationären und mobilen Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft auf Basis eines „bottom-up“-Ansatzes zu entwickeln. Für die Bereiche Nutztierhaltung sowie Acker- und Grünlandbewirtschaftung wurde dafür mit Hilfe von anerkannten Kennwerten und Berechnungsverfahren der spezifische Verbrauch von Brenn- und Kraftstoffen für definierte einzelne Arbeitsverfahren ermittelt. Über die Häufigkeiten der Arbeitsverfahren wurden anschließend die Verbräuche von Kraftstoff und anderen Energieträgern sowie die damit verbundenen THG-Emissionen aus mobiler und stationärer Verbrennung der Landwirtschaft in Deutschland insgesamt ermittelt. Mit Kenntnis der verfahrensspezifischen Verbräuche kann die Minderungswirkung von Maßnahmen abgeschätzt werden. Mit dieser Methodik lassen sich die produktionsspezifischen Emissionen auch räumlich höher aufgelöst ermitteln und die Minderungswirkung von Maßnahmen regionalisiert bewerten. Für den Bereich Gartenbau unter Schutzabdeckungen wurden die statistischen Daten zur Verbreitung der verschiedenen Schutzabdeckungen ausgewertet und anschließend mit dem Verbrauch von Energieträgern und damit verbundenen THG-Emissionen belegt.

3.1.1 Außenwirtschaft (Acker- und Grünlandbewirtschaftung)

3.1.1.1 Methodik

Für die Ermittlung der THG-Emissionen aus der mobilen Verbrennung der Acker- und Grünlandbewirtschaftung wurde ein „bottom-up“-Ansatz auf Verfahrensebene entwickelt, der auf routinemäßig erhobene und aktualisierte Datengrundlagen des KTBL (2022b) zurückgreift. Zentrales Kalkulationswerkzeug ist die Webanwendung „Leistungs-Kosten-Rechnung Pflanzenbau“ des KTBL (2022b). Mit dieser Online-Kalkulation kann der Dieselbedarf für nahezu alle Arbeitsgänge in der Außenwirtschaft berechnet werden. Über eine dreistufige Auswahl - bestehend aus Verfahrensgruppe, Arbeitsverfahren und Maschinenkombination - wird der Dieselverbrauch für verschiedene Arbeitsverfahren ermittelt. Der Kraftstoffbedarf einer Maschine hängt von der zu leistenden Arbeit und von den Wirkungsgraden der Kraftübertragung ab. Bei der Bodenbearbeitung hat dessen Bearbeitungswiderstand großen Einfluss auf den Leistungs- und damit Kraftstoffbedarf.

Die Dieselbedarfswerte werden auf Grundlage von bestimmten Bedingungen und Annahmen berechnet. Für jede Verfahrensgruppe (bspw. Winterweizenanbau) werden definierte Arbeitsgänge (bspw. Grundbodenbearbeitung, Saat, Düngung, Bestandspflege, Mähdruschernte, Stoppelbearbeitung) mit typischen Maschinenkombinationen angenommen (bspw. 102 kW-Traktor mit 4-Schar-Drehpflug, 67 kW-Traktor mit Sämaschine 3 m Arbeitsbreite). Die Arbeitsgänge werden in Teilarbeiten unterteilt (Haupt-, Wende-, Versorgungs-, Verlust-, Warte-, Rüst- und Wegzeiten), die separat dargestellt werden und für die ein teilzeitspezifisches Kal-

kulationsmodell des KTBL eingesetzt wird (KTBL 2020b). Die Grundlage für diese Berechnungen ist eine aus Verbrauchsmessungen des DLG-Testzentrums Technik abgeleitete Funktion, die ein durchschnittliches Verbrauchsverhalten darstellt (Schäfer 2010). Dabei wird angenommen, dass die Bedienung durch eine durchschnittlich leistungsfähige, geübte Person erfolgt und die Arbeiten auf ebenem Gelände mit sehr guten Traktionsverhältnissen sowie die Transportfahrten auf Feldwegen und Straßen durchgeführt werden.

Für die Ermittlung des Dieserverbrauchs für die Acker- und Grünlandbewirtschaftung in Deutschland insgesamt (Kapitel 3.2.1) wurden zunächst die flächenspezifischen Bedarfe (pro Hektar) für die gewählten Kombinationen von Schlaggröße, Bodenbeschaffenheit, Bearbeitungsverfahren und Mechanisierung für acht Referenz-Anbauverfahren (s. u.) berechnet. Anschließend werden die spezifischen Verbräuche mit den Anbauflächen der Kulturarten in den Bundesländern multipliziert; Abbildung 36 zeigt das schematische Vorgehen. Der kalkulierte Dieserverbrauch wird anschließend mit dem THG-Emissionsfaktor für Dieseldieselkraftstoff von 2,613 kg CO₂-Äq. L⁻¹ (UBA 2022a) belegt. Die THG-Emissionen der Vorkette der Mechanisierung (Herstellung der Maschinen) sind in den THG-Emissionsfaktoren nicht enthalten. Des Weiteren wird mit einem Schmierstoffverbrauch von 1 % des Kraftstoffverbrauches kalkuliert.

Abbildung 36: Ansatz zur Berechnung des Dieserverbrauchs und der THG-Emissionen im Bereich Pflanzenproduktion (Acker- und Grünlandbewirtschaftung).



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

3.1.1.2 Einflussfaktoren des Dieseldarfs für die Acker- und Grünlandbewirtschaftung

Der flächenbezogene Dieserverbrauch einer Kulturart hängt im Wesentlichen von vier Faktoren ab, zu denen im KTBL-Bedarfsrechner Angaben gemacht werden müssen:

- ▶ Schlaggröße, Feld-Hof- und Feld-Feld-Entfernung
- ▶ Bodenbeschaffenheit (Bodenbearbeitungswiderstand)
- ▶ Bodenbearbeitungsverfahren
- ▶ Mechanisierungsgrad der landwirtschaftlichen Maschinen.

Im Folgenden werden die Ausprägung dieser Faktoren in Deutschland und ihre Parametrisierung für die Berechnung des Dieselbedarfs der Landwirtschaft mit Hilfe des KTBL-Bedarfsrechners dargestellt. Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit konnte eine regionale Differenzierung nur auf der Ebene der Flächenbundesländer erfolgen.

Schlaggröße

Der KTBL-Rechner kalkuliert den Dieseldieselkraftstoffbedarf gestuft für die Schlaggrößen 1, 2, 5, 10 und 20 ha. Mit zunehmender Schlaggröße verringert sich in der Regel der Wendezeitannteil, während der Aufwand für Transporte und Fahrten steigt. Daten zur durchschnittlichen Schlaggröße liegen in Deutschland für die Bundesländer von Schäfer (2010, Tabelle 81) vor. Für die Ermittlung des Dieselbedarfs wurden diese durchschnittlichen Schlaggrößen der Länder den Schlaggrößenklassen des KTBL zugeordnet (KTBL 2020b). Den mittleren Schlaggrößen wurden außerdem Standardwerte für die mittlere Feld-Feld- und Feld-Hof-Entfernung in den einzelnen Bundesländern zugeordnet (Tabelle 81).

Tabelle 81: Durchschnittliche Schlaggrößen in den Bundesländern und Zuordnung zu Standardschlaggrößen, Feld-Feld- und Feld-Hof-Entfernungen des KTBL-Rechners.

Bundesland	Durchschnittliche Schlaggröße [ha]	Zuordnung zu Standard-Schlaggröße KTBL ¹ [ha]	Feld-Feld-Entfernung [km]	Feld-Hof-Entfernung [km]
Rheinland-Pfalz	1,2	1	0,5	2
Baden-Württemberg	1,3			
Saarland	1,5			
Hessen	1,5			
Bayern	1,7	2	0,75	2
NRW	2,7			
Niedersachsen/Bremen	3,2			
Schleswig-Holstein/Hamburg	5,0	5	1	3
Sachsen	8,1	10	1,5	4
Thüringen	9,9			
Brandenburg/Berlin	10,0			
Sachsen-Anhalt	10,9			
Mecklenburg-Vorpommern	17,0	20	2	4

Quelle: eigene Berechnung (DöhlerAgrar) aus Daten von Schäfer; KTBL (2010; 2020b).

¹ Das Längen-/Breitenverhältnis wird für alle Schlaggrößen einheitlich mit 2 zu 1 angenommen.

Bodenbeschaffenheit (Bearbeitungswiderstand)

Der Bearbeitungswiderstand hat einen signifikanten Einfluss auf den Kraftstoffbedarf, da mit zunehmendem Widerstand die Arbeitsmaschine bei Bearbeitung mit Bodeneingriff mehr Leistung aufwenden muss. Bodenbeschaffenheit und Bodenart beeinflussen dadurch den Kraftstoffverbrauch im Ackerbau erheblich (Moitzi et al. 2013). Die ackerbauliche Bearbeitbarkeit der Bodenarten wird aus der Bodentextur abgeleitet und in drei Klassen „leicht“, „mittel“ und „schwer“ eingeteilt (Schäfer 2010):

► leicht: Sandböden

► „mittel“: Lehm- und Schluffböden

► „schwer“: Tonböden.

Tabelle 82 zeigt die Flächenanteile der drei Bodenklassen in den Bundesländern. Bei der Ermittlung des Dieselverbrauchs wurde für jedes Bundesland nur jeweils die am häufigsten vertretene Bodenklasse berücksichtigt (Tabelle 82).

Tabelle 82: Ackerbauliche Bearbeitbarkeit der Böden in den Bundesländern gemäß der Zuordnung der Bodenarten-Hauptgruppen.

Bundesland	Ackerbauliche Bearbeitbarkeit der Böden [%]			Zuordnung Klasse für das Bundesland
	Leicht	Mittel	Schwer	
BB/BE	80,2	19,7	0	leicht
NI/HB	64,0	34,2	1,8	leicht
MV	46,3	53,6	0	mittel
NW	44,2	56,7	0	mittel
SH/HH	38,0	55,7	6,2	mittel
HE	27,8	66,2	6,0	mittel
ST	27,6	72,3	0	mittel
SL	21,2	78,8	0	mittel
BY	17,1	72,1	10,7	mittel
SN	15,9	84,2	0	mittel
TH	13,3	69,2	17,5	mittel
RP	8,4	91,7	0,8	mittel
BW	7,3	86,4	6,3	mittel
DE	36,2	59,9	3,9	

Quelle: eigene Darstellung DöhlerAgrar nach Schäfer (2010) und BGR (2007).

Bodenbearbeitungsverfahren

Die Produktionsverfahren im Acker- und Pflanzenbau werden im KTBL-Rechner nach drei Bodenbearbeitungsverfahren differenziert. Die Daten zum Einsatz der Bodenbearbeitungsverfahren in den landwirtschaftlichen Betrieben wurden im Rahmen der Agrarstrukturerhebung für das Wirtschaftsjahr 2015/16 in rund 80.000 Betrieben erhoben (Destatis 2016); s.a. Fußnote zu Tabelle 83).

► Wendende Bodenbearbeitung (konventionell)

Wendende Systeme haben die höchste Bodenbearbeitungsintensität, die Grundbodenbearbeitung erfolgt mit einem Pflug, der mit einer Tiefe von 30 cm in den Oberboden eingreift. Die Saatbettbereitung erfolgt mit der Egge mit Saatbettkombination, wobei die Aussaat mit der mechanischen oder pneumatischen Sämaschine erfolgt und als getrennter Arbeitsgang erfasst wird (KTBL 2015; Schäfer 2010). Die wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug ist das dominierende Bodenbearbeitungsverfahren in Deutschland, nach Destatis (2016) wurden im Wirtschaftsjahr 2015/16 rund 6,3 Mio. ha (56 % der Ackerfläche) konventionell mit dem Pflug bearbeitet; Tabelle 83). Die Bedeutung des Pflügens zeigt sich auch daran, dass nur 14 % der Betriebe mit Ackerland überhaupt nicht gepflügt werden (Destatis 2016). Diese

Zahlen umfassen sowohl die konventionellen als auch die ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Zikeli und Gruber 2017).

► Konservierende (nichtwendende) Bodenbearbeitung

Die konservierenden Systeme haben eine geringere Arbeitsintensität, da die Primär-Bodenbearbeitung hauptsächlich mit dem Grubber erfolgt und kein Pflug verwendet wird. Saatbettbereitung und Aussaat werden kombiniert und erfolgen mit einer Kreiseleggenkombination oder einer Saatbettsäkombination (KTBL 2015; Schäfer 2010). Die Eingriffstiefe beträgt beim Grubbern 20 – 25 cm, bei tiefer Stoppelbearbeitung 10 – 15 cm und bei flacher Stoppelbearbeitung 7 - 10 cm (Schäfer 2010).

Im Wirtschaftsjahr 2015/16 verzichteten 37 % der Betriebe zumindest teilweise auf den Pflug zugunsten einer konservierenden Bodenbearbeitung. Nichtwendende Anbauverfahren wurden im Durchschnitt auf ca. 42 % der Ackerflächen in Deutschland angewandt, wobei die Akzeptanz mit der Betriebsgröße steigt: Betriebe mit weniger als 30 ha Ackerfläche haben im Wirtschaftsjahr 2015/16 nur auf insgesamt 15 % der Ackerfläche konservierende Bodenbearbeitung eingesetzt, in Betrieben über 30 ha Ackerfläche betrug der Anteil rund 43 % (Destatis 2016).

Tabelle 83: Anteile der Bodenbearbeitungsverfahren auf Ackerflächen in den Bundesländern (Wirtschaftsjahr 2015/16)¹.

Bundesland	Bodenbearbeitungsverfahren [%]		
	konventionell (wendend)	konservierend (nicht wendend)	Direktsaat
BW	55,2	44,2	0,6
BY	72,6	26,7	0,7
BB/BE	48,1	51,2	0,7
HE	55,9	43,5	0,6
MV	42,9	56,8	0,8
NI/HB	65,1	33,9	1,0
NW	70,7	28,4	0,9
RP	61,8	38,2	0,0
SL	57,0	41,8	1,2
SN	35,8	63,3	0,8
ST	33,9	65,0	1,0
SH/HH	82,7	16,9	0,4
TH	25,4	73,1	1,6
DE gesamt¹	56,7	42,4	0,8

Quelle: Destatis (2016).

¹ Nach Abschluss der Bearbeitung wurden von Destatis (2024b) die Ergebnisse der Erhebung zu Bodenbearbeitungsverfahren auf Ackerflächen für das Wirtschaftsjahr 2022/2023 veröffentlicht: konventionelle Bearbeitung 39,6 %, konservierende Bearbeitung 48,8 %, Direktsaat 1,3 % der Ackerfläche.

► Direktsaat

Bei der Direktsaat wird auf jegliche Bodenbearbeitung verzichtet. Dadurch hat dieses Verfahren die geringste Bearbeitungsintensität mit der Folge, dass häufig zur Unkrautregulierung mehr Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden. Die Aussaat erfolgt mit einer Direktsaatmaschine, so dass die Bearbeitungstiefe der Tiefe der Saatgutablage entspricht (KTBL 2015; Schäfer 2010). Mit 93.900 ha (weniger als 1 % der Ackerfläche) ist die Direktsaat in Deutschland nur sehr gering verbreitet (Destatis 2016).

Bei der Ermittlung des Dieselvebrauchs für jedes Bundesland wird der nach Destatis jeweils erhobene Anteil der Bearbeitungsverfahren berücksichtigt (Tabelle 83).

Für das Bodenbearbeitungsverfahren „wendend“ wurde im KTBL-Rechner als Arbeitsverfahren „gezogene Saatbereitung, Legen, wendend, konventionell“ gewählt, für das Bodenbearbeitungsverfahren „nichtwendend“ als Arbeitsverfahren „Kreiselegen, nichtwendend, konventionell“. Für die Kulturarten Körner- und Silomais, Kartoffeln und Zuckerrüben sind im KTBL-Bedarfsrechner keine Werte für „Direktsaat“ hinterlegt.

Mechanisierungsgrad der landwirtschaftlichen Maschinen

Der Dieselbedarf hängt weiterhin maßgeblich vom Mechanisierungsgrad der eingesetzten Maschinen ab. Das KTBL ordnet den einzelnen Maschinen Mechanisierungskonzepte zu. Dafür werden Arbeitsgänge und Maschinenkombinationen einzeln betrachtet und anschließend einer Kategorie zugeordnet (KTBL 2020b). Die Mechanisierungsstufen umfassen Werte zwischen 45 und 230 kW, die sich auf die Leistung des stärksten im Produktionsverfahren eingesetzten Traktors bei mittlerem Bodenbearbeitungswiderstand beziehen. Bei der Auswahl eines geringeren oder höheren Bodenbearbeitungswiderstands wird für Arbeiten mit einem Bodeneingriff das gleiche Gerät und ein Traktor verwendet, der dem veränderten Bodenbearbeitungswiderstand gerecht wird. Das bedeutet, dass bei einer 67 kW-Mechanisierung bspw. die gleiche Bodenbearbeitung auf einem schweren Boden mit einem 138 kW-Traktor und auf einem leichten Boden mit einem 67 kW-Traktor durchgeführt wird (KTBL 2022b).

Der Maschinenbestand in der Landwirtschaft besteht zum größten Teil aus Zugmaschinen (Traktoren). Im vorliegenden Projekt wird der Zugmaschinenbestand den drei Leistungsklassen 67 kW, 102 kW und 200 kW zugeordnet, weil diese Leistungsklassen den größten Teil der in der Praxis eingesetzten Traktoren repräsentieren (Tabelle 84). Der Maschinenbestand lässt allerdings nur bedingt Rückschlüsse auf den Nutzungsumfang (Betriebsstunden pro Jahr) der jeweiligen Leistungsklassen zu, wozu keine statistischen Daten vorliegen. Der Bestand an Mähdreschern betrug im Jahr 2018 56.083 (Allekotte et al. 2030), die seit dem Jahr 2000 ausschließlich Maschinen mit einer Leistung über 130 kW umfassen.

Tabelle 84: Zuordnung des Maschinenbestands¹ der Landwirtschaft in Deutschland (2021) zu den drei Leistungsklassen des KTBL-Dieselbedarfsplaners.

	Leistungsklasse (KTBL-Dieselbedarfsplaner)		
	67 kW	102 kW	200 kW
Bestand [Anzahl]	1.168.233	384.134	217.300
Anteil [%]	66,0	21,7	12,3

¹ Basis: Alle Zugmaschinen und Sattelzugmaschinen der Land- und Forstwirtschaft, die nach 1972 zugelassen wurden. Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar auf Basis von Daten des KBA (2021).

Den Schlaggrößenklassen (s. o.) wird im KTBL-Rechner ein unterschiedliches Mechanisierungskonzept zugeordnet, welches aus einem Leittraktor – dem Traktor mit dem größten Leistungsvermögen – für die Bodenbearbeitung sowie aus Traktoren mit geringerer Leistung für die Bestandsführung, Ernte- und Transportarbeiten besteht. Es wird angenommen, dass ein Traktor mit einem Arbeitsgerät bei durchschnittlichen Wegen eine Fahrgeschwindigkeit von maximal 40 km h^{-1} erreichen kann. Bei Transportarbeiten wird eine Geschwindigkeitsdifferenz von 3 km h^{-1} zwischen leeren und beladenen Fahrzeugen angenommen. Ist die Kapazitätsgrenze erreicht, verringert sich die Arbeitsgeschwindigkeit (KTBL 2020b).

Die kalkulierten Arbeitsbreiten werden mit einer Überlappung der Nennarbeitsbreite der Maschine von 5 - 10 % ausgewiesen. Beim Pflügen, der Bestellung und der Ernte von Reihenkulturen wird die Nennarbeitsbreite verwendet (KTBL 2020b). Für die Kalkulation werden Standardreifen ohne Reifendruckregelung verwendet.

Im KTBL-Rechner wird der Dieselbedarf jeweils für drei Ertragsniveau angegeben (KTBL 2020b). Im vorliegenden Projekt wurde der Bearbeitungswiderstand ausschließlich für das Ertragsniveau „mittel“ ausgewertet.

Referenz-Anbauverfahren

Der KTBL-Rechner weist den Dieserverbrauch für einzelne Verfahrensgruppen wie Bodenbearbeitung, Düngung, Saat, Ernte aus. Welche Arbeitsgänge einer Verfahrensgruppe für den Anbau einer betrachteten Kulturart jeweils erforderlich sind, ergibt sich (i) aus den Fruchtart-spezifischen Bearbeitungsanforderungen in Verbindung mit (ii) den Entscheidungen des Landwirts für ein bestimmtes Verfahren, wenn mehrere Optionen zur Auswahl stehen (wie bspw. in Bezug auf konventionelle oder konservierende Bodenbearbeitung oder Direktsaat). Zur Vereinfachung der Berechnung wurden die mehr als 20 Kulturarten der Flächenerhebung jeweils einem (von acht) Referenz-Anbauverfahren zugeordnet (Tabelle 85), die identische oder ähnliche Arbeitsgänge erfordern und deren flächenbezogener Dieselbedarf daher (annähernd) gleich ist. Für die Grünlandbewirtschaftung wurde der Dieselbedarf flächengewichtet gemittelt für die Nutzungsformen Weide und Wiese (Schnittnutzung).

Tabelle 85: Zuordnung der Kulturarten zu Referenz-Anbauverfahren für die Ermittlung der Dieselbedarfswerte nach KTBL.

Hauptfruchtarten	Fruchtarten	Referenz-Anbauverfahren
Getreide inkl. Körnermais	Winterweizen Roggen und Wintermenggetreide Triticale Wintergerste	Winterweizen-Brotweizen
	Hafer Sommerweizen Sommergerste Sommermenggetreide	Sommergerste-Braugerste
	Körnermais / Mais zum Ausreifen (einschließlich Corn-Cob-Mix)	Mais-Körnermais
Hackfrüchte	Kartoffeln Zuckerrüben	Speisekartoffeln-Zuckerrüben
Hülsenfrüchte	Erbsen (ohne Frischerbsen) Ackerbohnen Süßlupinen Sojabohnen andere Hülsenfrüchte und Mischkulturen zur Körnergewinnung	Futtererbsen
Pflanzen zur Grünernte	Getreide zur Ganzpflanzenernte Silomais Leguminosen zur Ganzpflanzenernte	Silomais
Ölfrüchte	Winterraps Sommerraps, Winter- und Sommerrüben Sonnenblumen Öllein (Leinsamen) andere Ölfrüchte zur Körnergewinnung	Winterraps
Grünland	Grünland	Grünland ¹

Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

¹ Dieselbedarf gemittelt für Nutzungsformen Weide und Wiese (Schnittnutzung).

Kulturarten (Anbauflächen)

Für die Berechnung des Dieserverbrauchs in der Landwirtschaft in Deutschland insgesamt sind die ermittelten spezifischen Bedarfe pro Hektar noch mit den Anbauflächen der Kulturarten zu gewichten. Von den rund 16,7 Mio. ha landwirtschaftlich genutzter Fläche in Deutschland entfallen 70,6 % auf Ackerland, 28,2 % auf Dauergrünland und 1,2 % auf Sonderkulturen. Die Daten zu den Anbauflächen der Kulturarten 2021 (Tabelle 86) gehen für die Flächenbundesländer auf die Bodennutzungshaupterhebung 2021 (Destatis 2021a) zurück, für die Stadtstaaten auf die Landwirtschaftszählung 2020 (Destatis 2021b). Für die Berechnungen im vorliegenden Projekt wurden die Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg dem umgebenden (bzw. angrenzenden) Flächenbundesland zugeschlagen. Der Anbau von Sonder- bzw. Spezialkulturen (Obstbau, Weinbau, Freiland-Gemüseanbau) betrifft weniger als 2 % der Landwirtschaftsfläche in Deutschland, zudem sind die Dauerkulturen Obst- und Weinbau durch eine vergleichsweise geringe Intensität bei Bearbeitung und Bestellung der Böden gekennzeichnet. Auf die Berechnung des Dieselbedarfs für diese Kulturen wurde daher verzichtet.

Tabelle 86: Landwirtschaftlich genutzte Fläche (in 1000 ha) nach Kulturarten¹ in den Bundesländern 2021.

Bundes- land	Sommer- getreide	Winter- getreide	Körner- mais/ CCM	Kartoffeln	Zucker- rüben	Hülsen- früchte	Ölfrüchte	Sonstige	Pflanzen zur Grün- ernte	Ackerbau insges.	Grünland	Landwirt- schaft gesamt
[1000 ha]												
BW	76,6	329,3	57,6	4,9	19,7	18,6	45,6	56,2	198,7	807,2	546,7	1.353,9
BY	129,7	801,6	119,0	39,1	63,2	41,7	101,0	102,5	627,1	2.024,9	1.054,7	3.079,6
BB/BE	29,1	447,8	28,7	10,5	6,9	22,5	103,8	64,6	287,2	1.001,1	302,2	1.303,3
HE	29,0	239,3	13,1	4,2	16,8	14,7	45,8	29,2	70,2	462,3	297,0	759,3
MV	24,1	527,9	5,9	12,7	32,0	41,0	176,5	56,5	194,9	1.071,5	271,0	1.342,5
NI/HB	48,0	715,2	70,9	115,2	98,2	15,9	88,4	88,4	621,7	1.861,9	693,6	2.555,5
NW	17,0	472,5	79,5	37,2	55,0	18,3	44,7	68,3	267,0	1.059,5	418,9	1.478,4
RP	39,5	164,3	8,8	7,1	16,3	8,2	36,1	40,5	62,1	382,9	252,1	635,0
SL	9,9	7,6	0,1	0,2	0,0	0,4	2,2	4,4	9,2	34,0	39,4	73,4
SN	41,8	318,4	18,6	5,8	15,6	13,1	108,0	45,3	134,5	701,1	190,1	891,2
ST	28,4	480,7	20,4	13,7	48,8	23,3	131,8	42,9	194,2	984,2	172,0	1.156,2
SH/HH	33,6	271,2	1,7	6,0	9,8	12,1	62,5	25,3	240,3	662,5	324,1	986,6
TH	49,9	294,7	6,3	1,6	12,0	14,7	105,2	18,8	101,0	604,2	168,0	772,2
DE	556,6	5.070,5	430,6	258,2	394,3	244,5	1.051,6	642,9	3.008,1	11.657,3	4.729,8	16.387,1

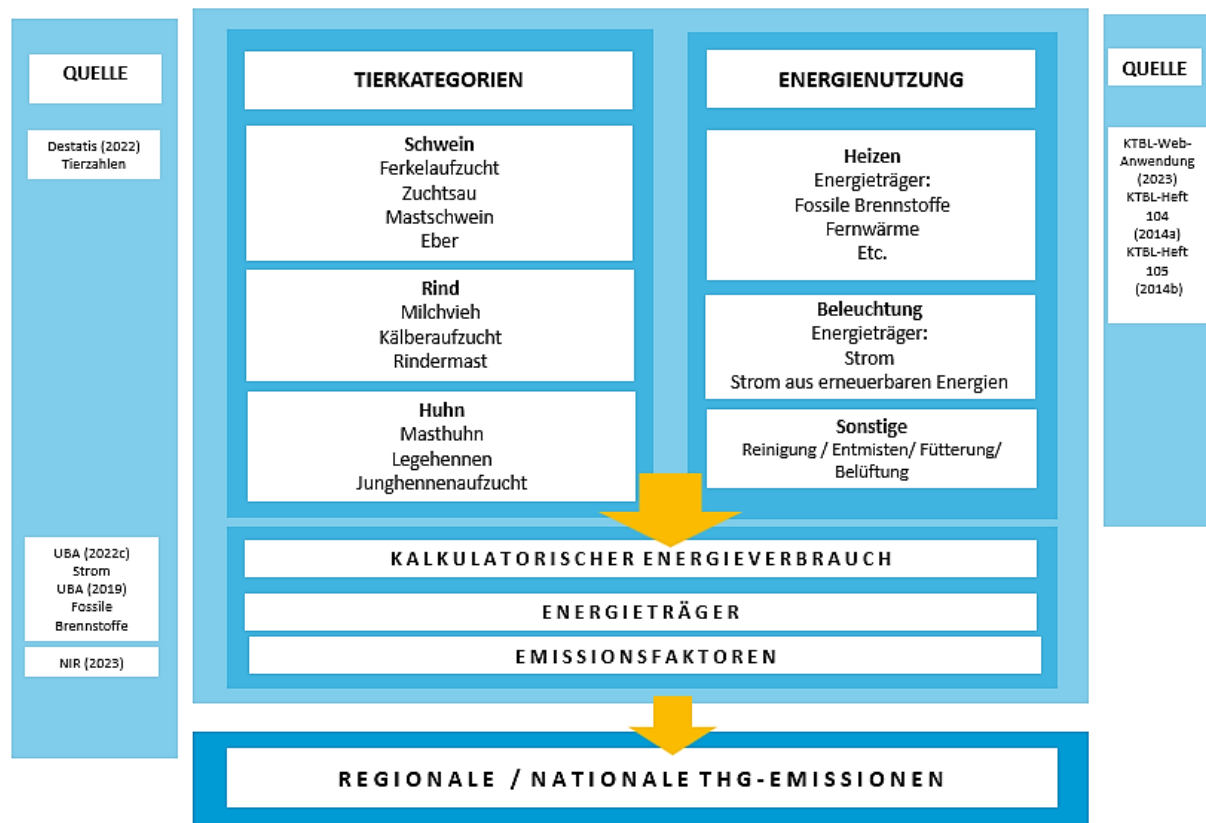
¹ Ohne Sonderkulturen (werden im Modell nicht berücksichtigt); Quelle: Destatis (2021b)

3.1.2 Innenwirtschaft (Nutztierhaltung)

Die THG-Emissionen aus der stationären Verbrennung in der Innenwirtschaft (Nutztierhaltung) wurden, analog zur Außenwirtschaft (s Kapitel 3.1.1), mit einem „bottom-up“-Ansatz auf Verfahrensebene ermittelt, die routinemäßig erhobenen und aktualisierten Datengrundlagen des KTBL verwendet („Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren (KTBL 2023a)“, KTBL-Heft „Energiebedarf Milchvieh“ (KTBL 2014a), KTBL-Heft „Energiebedarf Schweine- und Hühnerhaltung“ (KTBL 2014b) und "KTBL-Datensammlung Betriebsplanung Landwirtschaft 2016/17" (KTBL 2016)). Mit dieser Methode können die Verbräuche der Energieträger, die in der Innenwirtschaft eingesetzt werden, und die daraus resultierenden THG-Emissionen in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren ermittelt werden. Wie bei der Außenwirtschaft erfolgt anschließend die Verknüpfung mit statistischen Aktivitätsdaten, woraus die THG-Emissionen aus der Nutztierhaltung in Deutschland insgesamt ermittelt werden und die Wirkung möglicher Minderungsmaßnahmen abgeschätzt werden kann.

Im Rahmen des Vorhabens wurde nach diesem Ansatz auch der Stromverbrauch in der Innenwirtschaft ermittelt; da die THG-Emissionen aus der Stromerzeugung gemäß NID-Systematik jedoch nicht der Quellgruppe "stationäre Verbrennung" zugerechnet werden, wird im Folgenden nicht weiter darauf eingegangen.

Abbildung 37: Ansatz zur Berechnung des Dieselverbrauchs und der THG-Emissionen im Bereich der Nutztierhaltung.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Abbildung 37 zeigt das methodische Vorgehen. Zunächst werden die Nutztiere in Tierkategorien unterteilt. Aus den oben aufgeführten KTBL-Veröffentlichungen werden für die Tierkategorien

Energiebedarfswerte abgeleitet. Die spezifischen Bedarfe werden mit den jeweiligen Bestandszahlen (Destatis 2022b, Tabelle 87) multipliziert und daraus der Gesamtenergieverbrauch und die THG-Emissionen ermittelt.

Die KTBL-Energiebedarfswerte werden mit Hilfe von Kalkulationsmodellen berechnet, die auf Daten aus Praxisbetrieben, Literaturangaben, Erfahrungswerten sowie Erhebungen der KTBL-Arbeitsgruppe „Vergleichskennzahlen Energieeffizienz“ zurückgehen. Einzelne Produktionsverfahren sind in Verfahrensabschnitte unterteilt, was eine Übertragung auf andere Verfahren ermöglicht (KTBL 2014a). In den Modellen wird ein guter Wartungszustand, technische Aktualität und Betriebsweise nach guter fachlicher Praxis vorausgesetzt (KTBL 2014a, 2014b). In der Praxis sind diese Voraussetzungen im Einzelfall nicht immer gewährleistet. Veraltete Anlagentypen, Geräte mit schlechten Wirkungsgraden, nicht optimierte Betriebsweise und geringe Auslastung von Stallanlagen erhöhen den Energieverbrauch. Infolge dessen liegt der tatsächlichen Energieverbrauch in den Betrieben wahrscheinlich in vielen Fällen über den Angaben der KTBL-Datensätze.

Tabelle 87: Tierbestandszahlen nach Tierkategorien in Deutschland (Jahr 2021).

Tierkategorie	Unterkategorie	Tierzahlen
Rinder	Milchvieh	3.832.716
	Mutterkühe	611.827
	Kälber bis einschl. 4 Monate	1.144.604
	Männliche Mastrinder	1.734.505
	Milchfärsen	3.271.581
	Weibliche Mastrinder	356.502
	Männliche Rinder 2 Jahre und älter	87.928
	Gesamt	11.039.662
Schweine	Sauen	1.583.051
	Aufzuchtferkel	4.399.600
	Mastschweine	13.726.749
	Eber	19.233
	Gesamt	19.728.633
Hühner	Legehennen	55.324.722
	Masthähnchen und -hühnchen	92.460.956
	Junghennen	12.179.581
	Gesamt	159.965.259

Quelle: Destatis (2022b).

Schweine

In der Schweinehaltung wird der Energiebedarf maßgeblich durch die Lüftung und Heizung der Ställe, Stallbeleuchtung, Reinigung, Entmistung und die Futterbereitstellung bestimmt. Abluftreinigungsanlagen, die THG-Emissionen und andere Schadstoffe abfiltern, erhöhen den Energiebedarf (KTBL 2014b).

Der Hauptteil des Energiebedarfs in der Schweinehaltung entfällt auf den Einsatz von Strom für die Belüftung und in geringerem Umfang für die Beheizung von Jungtierstallsystemen. Wärmebedarf über stationäre Verbrennung entsteht vor allem in den Anfangswochen der Schweinemast und der Ferkelaufzucht.

Für die Berechnung des Energieverbrauchs in der Schweinehaltung wurde die Tierkategorie Schwein in die Unterkategorien Ferkel, Mastschwein und Zuchtsau unterteilt. Diese einzelnen Unterkategorien wurden wiederum nach Haltungskategorie/Stallform weiter unterteilt, dabei wird nach Haltungsform (güllebasiert, Vollspaltenboden; güllebasiert, Teilspaltenboden; Stroh, planbefestigt; Tiefstreustall und Tiefstreustall, Außenklima) unterschieden. Diese Kategorien wurden dann der Systematik der KTBL Web-Anwendung „Nationaler Bewertungsrahmen“ Tierhaltungsverfahren (KTBL 2023a) zugeordnet (Tabelle 88).

Tabelle 88: Tierkategorien in der Schweinehaltung unterteilt nach Haltungsformen und zugehöriger Kategorie der KTBL-Web-Anwendung "Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren"

Tierkategorie	Haltungsform	Ausgewählte Kategorie in KTBL Web-Anwendung
Ferkel	güllebasiert, Vollspaltenboden	Geschlossener Stall, Einflächenbucht, perforierter Boden, Großgruppe
	güllebasiert, Teilspaltenboden	Geschlossener Stall, Zweiflächenbucht, abgedeckte Liegefläche, Kleingruppe, teilperforierter Auslauf
	strohbasier, planbefestigt	Geschlossener Stall, Zweiflächenbucht, perforierter Boden, planbefestigte Liegefläche, Kleingruppe
	Tiefstreustall	Geschlossener Stall, Einflächenbucht, planbefestigter Boden, Kleingruppe, Auslauf
	Tiefstreustall, Außenklima	Außenklimastall, Ruhekisten, planbefestigter Boden, perforierter Kotbereich, Großgruppe
Mastschwein	güllebasiert, Vollspaltenboden	Klein- oder Großgruppenstall, konventionell
	güllebasiert, Teilspaltenboden	Großgruppenstall, konventionell
	strohbasier, planbefestigt	Kleingruppenstall, konventionell, erhöhtes Tierwohl
	Tiefstreustall	Tiefstreu, konventionell
	Tiefstreustall, Außenklima	PigPort, konventionell
Zuchtsau	strohbasier	Außenklimastall, Mehrflächenbucht, planbefestigter Boden, Liegehütten
	güllebasiert	Geschlossener Stall, Einflächenbucht, Besamungsfeststände, Fixierung zur Besamung

Quelle: KTBL (2023a).

Im Jahr 2020 war ein Großteil der Haltungsplätze (96 %) in der Schweinehaltung mit Spaltenboden ausgestattet. Dabei ist der Vollspaltenboden mit 79 % das dominierende Haltungsverfahren. Auf Teilspaltenboden werden 17 % der Schweine gehalten, während Haltungsplätze mit Tief- oder Einstreu nur einen Anteil von 4 % ausmachen. Nur 1 % der Haltungsplätze für Schweine war mit einem Auslauf mit Zugang zu Frischluft ausgestattet (Destatis 2022b).

In Tabelle 89 sind die Kennwerte für den Heizenergiebedarf in der Schweinehaltung beschrieben. Für klimatisierte Tiefstreu­ställe wird angenommen, dass die Strohmatt­ratze für das Wärme­bedürfnis der Tiere ausreichend ist, im Außenklima­stall mit Tiefstreu ist der Heizungsbedarf gegeben, jedoch niedriger als in einstreulosen Systemen.

Tabelle 89: Energiebedarf zur Beheizung von Schweineställen im Jahr 2021.

Haltungssystem	Energiebedarf pro Jahr [kWh TP ⁻¹ a ⁻¹]	
	Aufzuchtferkel	Mastschweine
Vollspaltenboden	120	25
Teilspaltenboden	120	25
Planbefestigter Boden mit Einstreu	120	25
Tiefstreu	0	0
Außenklima-Tiefstreustall	40	14

Quelle: KTBL (2014b).

Für die Haltung von tragenden und „leeren“ (d.h. nicht tragenden) Sauen sowie für Eber wird keine Heizung benötigt. Für die Haltung von Ferkel führenden Sauen wird angenommen, dass der Wärmedarf für die Ferkelnester über Infrarotlampen abgedeckt wird, obwohl ein (nicht bekannter) Teil der Abferkelställe mit wassergeführten Systemen beheizt wird. Futtervorlage, Entmistung, Beleuchtung und Lüftung erfolgen in der Regel elektrisch und bleiben daher hier unberücksichtigt.

Hühner

Die Geflügelhaltung hat nur einen relativ kleinen Anteil an der Nutztierhaltung in Deutschland (bezogen auf Großvieheinheiten), im Rahmen des Vorhabens wurde der Energieverbrauch daher nur für die wichtigste Kategorie „Hühner“ betrachtet. Für die Unterkategorien Masthühner, Legehennen und Junghennen wurde jeweils nur ein Haltungssystem ausgewertet (Tabelle 90).

Der Energiebedarf wird im Wesentlichen durch die Lüftung, die Futterbereitstellung, Reinigung und Entmistung und die Beleuchtung bestimmt. Wie in der Schweinehaltung ist bei der Hühnerhaltung die Beheizung der Stallanlagen für die Mast der wichtigste Faktor, der zum für die Inventarisierung relevanten Energieverbrauch beiträgt (KTBL 2014b).

Tabelle 90: Tierkategorien der Hühnerhaltung.

Tierkategorie	Haltungssysteme	Ausgewählte Kategorie in KTBL-Web-Anwendung
Masthühner	Bodenhaltung	Hühnermast (26.500 Tierplätze), Schwermast und Hühnermast (37.000 Plätze), Kurzmast (Geschlechterverhältnis 50/50)
Legehennen	Freiland/Bodenhaltung	Freilandhaltung mit Kotgrube, Kaltscharrraum und Auslauf
Junghennen	Bodenhaltung	Mangels verfügbarer Daten wurden für Junghennen die Bedarfsdaten für Hennen eingesetzt

Quelle: KTBL (2014b)

In der Legehennenhaltung dominiert die Bodenhaltung (2020) mit einem Anteil von 65 % weiterhin, der Anteil der Freilandhaltung hat aber in den letzten Jahren stetig zugenommen (Destatis 2022b). Nur noch 4 % der Legehennen waren in Käfighaltung aufgestellt. Mit Auslaufen der Übergangsfrist wird ab 2025 das Käfigverbot endgültig wirksam werden.

Der Energiebedarf für die Beheizung der Hühnerställe ist in Tabelle 91 angegeben. Junghennen und Masthühnchen weisen demnach den höchsten Energiebedarf auf, bei Legehennen reicht die Wärmeabgabe der Tiere weitgehend für die Beheizung der Stallungen aus.

Tabelle 91: Energiebedarf zur Beheizung von Hühnerställen im Jahr 2021.

Tierkategorie	Energiebedarf [kWh TP ⁻¹ a ⁻¹]
Legehennen	0,4
Masthähnchen und -hühnchen	6,2
Junghennen	6,2

Quelle: KTBL (2014b).

Rinder

Energiebedarfswerte für die Rinderhaltung sind nur begrenzt verfügbar. Das zuverlässigste und konsistenteste Datenmaterial liegt für die Milchviehhaltung vor, in dieser Kategorie ist die Elektrifizierung für die meisten Techniken und Arbeitsverfahren weit fortgeschritten. Wärmeenergie-Bedarfswerte für Rinder sind allerdings nur begrenzt vorhanden, was unter anderem darauf zurückzuführen ist, dass die Beheizung von Rinderställen mittlerweile keine Rolle mehr spielt. Stationäre Verbrennungsanlagen werden in der Milchviehhaltung nur in Ausnahmefällen eingesetzt (bspw. Gaskältemaschinen bzw. Gaswärmepumpen für die Milchkühlung, Beheizung von Melkhäusern oder Melkanlagen). In Tabelle 92 sind die Energiebedarfswerte nach KTBL für sechs verschiedene Modelle (nach Melktechnik und Tierplätzen) dargestellt. Aus diesen Daten wird der Mittelwert gebildet, der für die weiteren Berechnungen genutzt wird.

Tabelle 92: Energiebedarf von Milchviehställen (Stallmodelle¹ nach KTBL (2014a)).

Verbraucher	Modell 1 FGM 2x6 64 TP, Liegeboxenauslaufstall, planbefestigt	Modell 2 FGM 2x8 120 TP, Liegeboxenauslaufstall, planbefestigt	Modell 3 FGM 2x12 246 TP, Liegeboxenauslaufstall, Spaltenboden	Modell 4 SbS 2x30 1200 TP, Liegeboxenauslaufstall, planbefestigt	Modell 5 Kar IM 24 492 TP, Liegeboxenauslaufstall, Spaltenboden	Modell 6 Kar AM 60 1200 TP, Liegeboxenauslaufstall, planbefestigt
Wärmebedarf [kWh TP a ⁻¹]						
Milchgewinnung	131	96	89	57	41	55
Milchkühlung	26	18	14	11	12	11

¹ FGM: Fischgrätenmelkstand, SbS: Side-by-side-Melkstand, Kar IM: Innenmelkerkarussell, TP: Tierplatz.

Quelle: KTBL (2014a).

Bei der Haltung der übrigen Rinderkategorien werden mittlerweile die meisten Verfahren mithilfe von elektrischen Antrieben durchgeführt. Hierzu zählen Entmistung, Beleuchtung, Lüftung und bei Milchkühen die Milchkühlung. Lediglich die Futterentnahme und -vorlage, sowie das

Einstreuen und Entmisten (vor allem bei Festmistsystemen) erfolgt meist mittels dieselbetriebener Maschinen.

Der Dieselbedarf für die Entnahme, Mischung und Vorlage des Futters für Milchkühe kann je nach Maschinenkombination sehr unterschiedlich ausfallen und 20 - 40 L pro Jahr und Kuh erreichen (KTBL 2014a; eigene Erhebungen in 5 Milchviehbetrieben). Für die Fütterungs- und Einstreutechniken der übrigen Rinderkategorien (Kälber, Färsen, Mastbullen etc.) liegen keine Daten vor, hilfsweise wurden dafür die Richtwerte des KTBL-Heft 104 „Energiebedarf Milchviehhaltung“ (KTBL 2014a) über den Futterbedarf, bezogen auf Großvieheinheiten, für die übrigen Kategorien abgeleitet. Die Rinderkategorien des Emissionsinventars entsprechen nicht denen der deutschen Agrarstatistik, die deutsche Statistik erfasst die Tierplatzzahlen für 20 Rinderkategorien. Dafür wurden die GV-Einheiten der einzelnen (Sub-)Kategorien mit den Tierzahlen (Destatis 2022b) gewichtet und daraus ein mittlerer GV-Wert berechnet (Tabelle 93).

Tabelle 93: Aggregierte Tierkategorien nach NID 2023 mit assoziierten Großvieh-Einheiten

Tierkategorie (nach NID)	Mittlerer GV-Schlüssel
Milchkühe	1,2 (Referenz)
Mutterkühe	1,2 (aus Referenz abgeleitet)
Kälber bis einschl. 4 Monate	0,24 (berechnet)
Männliche Mastrinder	0,55 (berechnet)
Milchfärsen	0,59 (berechnet)
Weibliche Mastrinder	0,59 (berechnet)
Männliche Rinder 2 Jahre und älter	1,2 (aus Referenz abgeleitet)

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar) nach UBA (2023b), Destatis (2021c), KTBL (2023a).

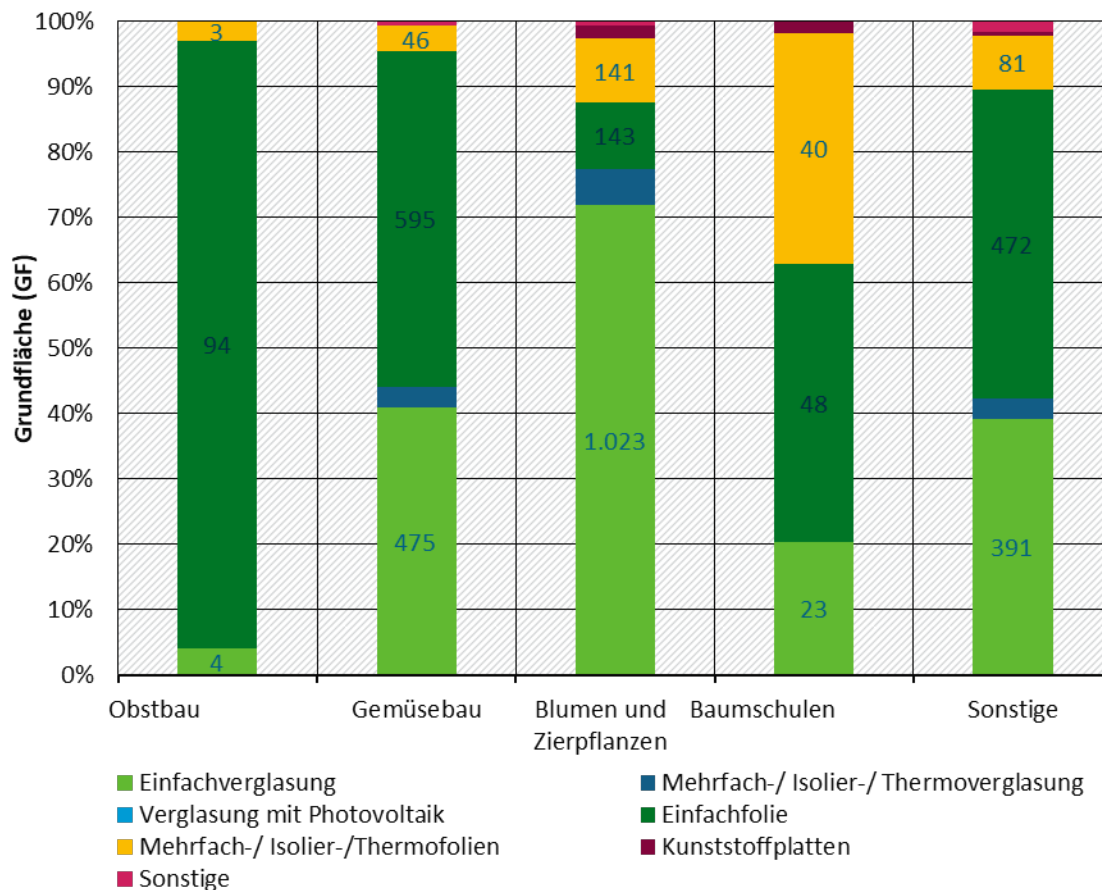
3.1.3 Unterglasanbau

Gemüse (im Freiland) und Erdbeeren werden in Deutschland auf rund 125.000 ha angebaut, Obst- und Beerenobstanbau auf rund 65.000 ha und Blumen- und Zierpflanzenanbau auf etwa 7.500 ha (zusammen rund 1,3 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche). Der Anbau unter sogenannten Schutzabdeckungen (der Begriff beinhaltet dabei jede Form des Anbaus unter begehbaren Schutzabdeckungen wie Folien-, Glas- und Kunststoff-Gewächshäusern) umfasste 2022 insgesamt etwa 4.200 ha Fläche; Unterglas-Anbau wird von rund 1.600 Betriebe auf einer Fläche von etwa 1.300 ha durchgeführt (hauptsächlich Gemüse, darunter etwa 400 ha Tomaten, 210 ha Salatgurken, 170 ha auf Feldsalat). Die unter Glas erzeugten Mengen reichen bei weitem nicht aus, um den heimischen Bedarf zu decken. Knapp 70 % der benötigten Gurken und über 96 % der Tomaten werden deshalb - vor allem aus den Niederlanden und Spanien - importiert. Vergleichbares gilt für den Unterglas-Zierpflanzenbau. Somit wird der überwiegende Teil der durch den Konsum in Deutschland induzierten energiebedingten Emissionen des Unterglasanbaus ins Ausland verlagert und es wird nur ein kleiner Teil derer im nationalen Emissionsinventar erfasst.

Die für die nachfolgenden Berechnungen genutzten Daten stammen größtenteils aus der Agrarstrukturhebung 2016 des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2018). Statistisch erfasst werden die Anbaufläche unter Schutzabdeckungen sowie Maßnahmen zur Energieeinsparung und die genutzten Energieträger. Allerdings ermöglichen die statistischen Berichte auf Bundeslandebene keine unmittelbare Zuordnung der Energieverbräuche zu den Kulturen. In der Erhebung 2016 wurde (erstmalig) nach verschiedenen Arten von Abdeckungen und deren Flächen (ha)

unterschieden: Einfachverglasung, Mehrfach-/Isolier-/Thermoverglasung, Verglasung mit Photovoltaik, Einfachfolie, Mehrfach-/Isolier-/Thermofolien, Kunststoffplatten sowie sonstige Abdeckungen. Abbildung 38 zeigt die Verteilung auf die gärtnerischen Nutzungsarten. Im Obstbau wird fast ausschließlich Folie verwendet, wobei mit 94 % die Verwendung von Einfachfolie den größten Teil ausmacht. Im Zierpflanzenbau überwiegt die Einfachverglasung. Im Gemüsebau dominieren Einfachfolie und Einfachverglasung zu gleichen Teilen. Mehrfach- und Isoliersysteme machen noch einen relativ kleinen Anteil aus, was dementsprechend ein beträchtliches Minderungspotenzial induziert.

Abbildung 38: Prozentuale Verteilung der Schutzabdeckungen in den Bereichen Obstbau, Gemüsebau, Blumen und Zierpflanzen, Baumschulen und Sonstige.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar) mit Daten von Agrarstrukturerhebung 2016 (Destatis 2018).

Die Daten der Officialstatistik ermöglichen jedoch keine exakte Zuordnung der Schutzabdeckungen zu den Nutzflächen und Energieträgern. Zur Verbesserung der Detailgenauigkeit der Ergebnisse erfolgte daher eine Abfrage mit einer Zuordnung der Energieträger zu den Schutzabdeckungen beim Forschungsdatenzentrum (FDZ). Mit der Verknüpfung dieser verschiedenen Datenquellen und Methoden konnte eine aussagekräftige Analyse der Beziehung zwischen den Anbauflächen von Unterglaskulturen und den energetischen Ressourcen auf Bundesebene durchgeführt werden und die Grundlage für die Berechnungen zum Energieverbrauch von gärtnerischen Kulturen unter Schutzabdeckungen geschaffen werden.

In Tabelle 94 sind die Flächen der in 2016 verwendeten Schutzabdeckungen aufgeführt. Es muss jedoch darauf verwiesen werden, dass in der FDZ-Abfrage nur diejenigen Betriebe erfasst werden konnten, die eine Schutzabdeckung verwenden (verglaste Gewächshäuser mit Energieschirmen werden beispielsweise nicht einbezogen). Die mittels FDZ-Abfrage ermittelte Fläche erfasst

also nur einen Teil dieser Grundgesamtheit und stimmt mit der tatsächlichen Anbaufläche von Unterglaskulturen in Deutschland nicht überein.

Tabelle 94: Verwendung von Schutzabdeckungen im Gemüse- und Gartenartenbau in Deutschland 2016 nach Auswertung über das Forschungsdatenzentrum.

Schutzabdeckung	Fläche [ha]
Einfachverglasung	2.046
Mehrfach-/Isolier-/Thermoverglasung	166
Verglasung mit Photovoltaik	12
Einfachfolie	1.448
Mehrfach-/Isolier-/Thermofolie	356
Kunststoffplatten	45
Sonstige	45
Summe	4.117
Über FDZ Abfrage erfasste Nutzfläche unter Schutzabdeckung	2.350

Quelle: Daten aus FDZ (2023).

Mit der Agrarstrukturhebung (ASE 2016) wurde auch der Einsatz von Energieträgern im Unterglasanbau erfasst (Tabelle 95). Den Energieträgern wurden weiterhin CO₂-Emissionsfaktoren zugeordnet Methan und Lachgas wurden aufgrund unvollständiger Datenlage nicht berücksichtigt, sind aber bei diesen Energieträgern im Allgemeinen von untergeordneter Bedeutung. Die mit der Herstellung für die Maschinen und Geräte verbundenen THG-Emissionen (Vorkette) sind nicht mit einbezogen.

Tabelle 95: Energieverbrauch nach Energieträgern in Unterglaskulturen in Deutschland (Destatis 2018).

Energieträger	Verbrauch [in 1000 Einheiten]	Einheit	Emissionsfaktor [t CO ₂ TJ ⁻¹]
Heizöl	47.230	L	79,5
Schweröl	93	L	79,5
Erdgas	588.200	kWh	55,8
Biogas	189.504	kWh	90,6
Holz	412	m ³	102,1
Pflanzenöl	3.333	L	70,8
Steinkohle	85	t	93,9
Braunkohle	4	t	105,8
Fernwärme	401.119	kWh	254
Strom	27.001	kWh	121,7

Quelle: Verbrauch: Agrarstrukturhebung 2016 (Destatis 2018).

3.2 Energieverbrauch und daraus resultierende THG-Emissionen aus mobiler und stationärer Feuerung

3.2.1 Acker- und Grünlandbewirtschaftung (Außenwirtschaft)

Mit den Annahmen zur Verteilung der Faktoren des Dieserverbrauchs in den Bundesländern berechnet sich gemäß KTBL-Leistungs-Kostenrechner Pflanzenbau für die Acker- und Grünlandbewirtschaftung in Deutschland 2021 ein Gesamtverbrauch von rund 1,41 Mrd. Liter Diesel, was einem Energieverbrauch (Heizwert) von rund 50,7 PJ entspricht (Tabelle 96). Mit einem THG-Emissionsfaktor von 2,613 kg CO₂-Äq. L⁻¹ ergeben sich THG-Emissionen für diesen Bereich von insgesamt und 3,69 Mio. t CO₂-Äq. Auf den Anbau von Wintergetreide und die Grünlandbewirtschaftung entfallen davon jeweils rund ein Drittel der THG-Emission, das restliche Drittel verteilt sich auf die acht weiteren Kulturarten

Tabelle 96: Dieserverbrauch und THG-Emissionen der Acker- und Grünlandbewirtschaftung 2021 in Deutschland nach Kulturarten.

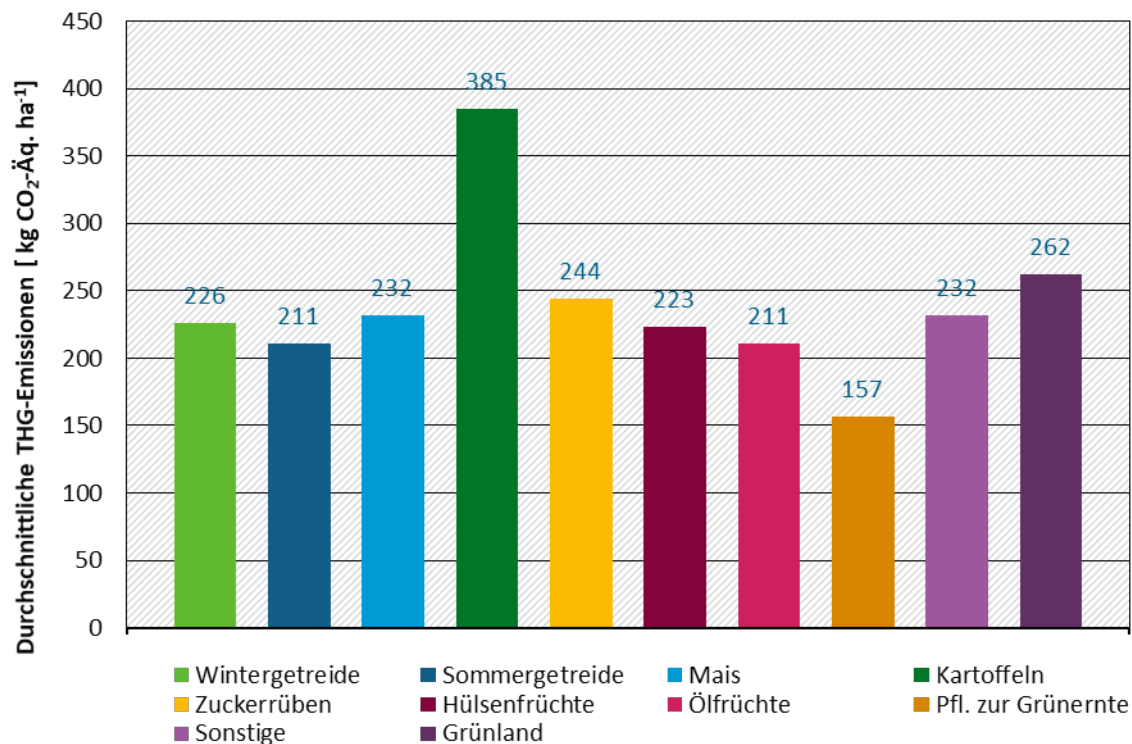
Kulturart	Dieserverbrauch [Mio. L]	Dieserverbrauch ¹ [TJ]	THG-Emissionen [1.000 t CO ₂ -Äq.]	Anteil [%]
Wintergetreide	439,0	15.748	1.147,1	31,1
Sommergetreide	44,9	1.610	117,3	3,2
Mais	38,2	1.370	99,8	2,7
Kartoffeln	38,0	1.363	99,3	2,7
Zuckerrüben	36,9	1.322	96,3	2,6
Hülsenfrüchte	20,8	747	54,4	1,5
Ölfrüchte	84,9	3.044	221,8	6,0
Pflanzen zur Grünernte	180,5	6.474	471,6	12,8
Sonstige	57,1	2.048	149,2	4,0
Grünland	473,4	16.982	1.237,0	33,5
Gesamt	1.413,6	50.710	3.693,8	100,0

¹ Heizwert: 35,782 MJ L⁻¹.

Quelle: eigene Berechnung, DöhlerAgrar.

Flächenbezogen entstehen im Kartoffelanbau mit 385 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ die höchsten THG-Emissionen, gefolgt von der Grünlandbewirtschaftung mit 262 CO₂-Äq. ha⁻¹ (Abbildung 39). Die geringsten flächenbezogenen Emissionen werden mit 157 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ durch den Anbau von Pflanzen zur Grünernte verursacht.

Abbildung 39: Flächenspezifische THG-Emissionen 2021 nach Kulturarten.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Der Dieserverbrauch nach Bundesländern ist in Tabelle 97 dargestellt. Die Bundesländer mit der größten bewirtschafteten Fläche (Niedersachsen, Bayern, Nordrhein-Westfalen) weisen auch die höchsten absoluten Dieserverbräuche auf. Die Grünlandbewirtschaftung ist in mehreren Bundesländern der größte Kraftstoffverbraucher, auch wenn sie nicht den höchsten Flächenanteil (BW, BY HE, RP, NI, NRW, SH) ausmacht, Dies lässt sich mit den mehrfachen Schnittnutzungen und den damit verbundenen Arbeitsgängen erklären. In den neuen Bundesländern ist die Grünlandbewirtschaftung flächenmäßig weniger bedeutend und trägt somit auch in geringeren Anteilen zum Dieserverbrauch bei. Im Mittel aller Bundesländer führt der Wintergetreideanbau anteilig zum höchsten Dieserverbrauch. Die Bundesländer mit großen Schlaggrößen weisen tendenziell niedrigere spezifische Verbräuche auf als solche mit geringen Schlaggrößen.

Ergänzend ist anzumerken, dass die vorliegenden Berechnungen keine Transporte von Ernteprodukten zur aufnehmenden Hand (Agrarhandel) beinhalten. Dadurch können, je nach Transportentfernung und Transportgut, zusätzlich 2 bis 15 L Kraftstoff pro ha verbraucht werden. Auch die Wirtschaftsdüngerlogistik ist im Leistungs-Kostenrechner Pflanzenbau wahrscheinlich nicht vollständig abgebildet, da nicht in allen Produktionssystemen des KTBL die Düngung mit Wirtschaftsdüngern hinterlegt ist. Ebenso fehlen Daten zur Strohlogistik.

Tabelle 97 Dieseldienststoffverbrauch nach Bundesländern für Ackerland und Grünland im Jahr 2021.

Bundesländer	Dieselverbrauch [1.000 L]		
	Ackerbau	Grünland	Gesamt
BW	76.893	57.492	134.385
HE	43.526	31.001	74.527
RP	37.337	26.061	63.398
SL	2.910	4.146	7.055
BY	172.537	105.623	278.160
NI	143.187	64.841	208.028
NRW	86.338	40.879	127.217
SH/HH	48.904	31.326	80.230
BB/BE	65.885	30.444	96.329
SN	52.777	19.677	72.454
ST	81.822	17.158	98.980
TH	47.997	16.784	64.781
MV	80.088	27.987	108.075
DE	940.200	473.418	1.413.618

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

Abgleich mit Literaturergebnissen

Von Schäfer (2010) wurde der Dieselverbrauch mit einem methodischen Ansatz ähnlich der vorliegenden Berechnung für den Ackerbau Deutschlands geschätzt. Bezogen auf eine Anbaufläche von 10,95 Mio. Hektar in 2010 und mit einem rund 8 % höheren flächenbezogenen Dieselverbrauch wird für die Bewirtschaftung des Ackerlands insgesamt ein nahezu identischer Dieselverbrauch ermittelt. KTBL (2023b) gibt den Dieselverbrauch für die pflanzliche Erzeugung 2021 mit 1.438 Mio. L an, was mit der vorliegenden Berechnung sehr gut übereinstimmt. Die Übereinstimmung dieser drei Studien wird darauf zurückgeführt, dass alle mit derselben Datenbasis (KTBL) gearbeitet haben. (Tabelle 98).

Tabelle 98: Dieseldienststoffverbrauch in der Außenwirtschaft nach verschiedenen Quellen.

Parameter	Schäfer (2010)	KTBL (2023b)	Vorliegende Berechnung Acker- und Grünland
	Ackerland	Pflanzl. Erzeugung	
Bezug [Mio. ha]	10,95	14,09	16,39
Dieselverbrauch [Mio. L]	955	1.438 ¹	1.447
Flächenbezogener Dieselbedarf [L ha ⁻¹]	87,3	102,0	88,3

¹ Einschließlich Korrektur der Differenz zwischen Berechnung nach KTBL-Planungsdaten und dem über die Steuerrückvergütung erfassten Verbrauch.

Quelle: Schäfer (2010); KTBL (2023b), eigene Berechnung, DöhlerAgrar.

3.2.2 Nutztierhaltung (Innenwirtschaft)

Nachfolgend werden der Energieverbrauch der Nutztierhaltung und die daraus resultierenden THG-Emissionen dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Berechnungen des Energieeinsatzes auf Modellannahmen basieren und daher lediglich eine Schätzung der tatsächlichen Mengen darstellen. Emissionen aus der Stromerzeugung in Kraftwerken werden in der Berichterstattungskategorie 1.A.1 - Energiewirtschaft erfasst. Daher konzentriert sich dieses Kapitel ausschließlich auf den Energieeinsatz und die Verbrennung fossiler Energieträger. Aufgrund der weit verbreiteten Nutzung von Erdgas als Energieträger und mangels differenzierter Aktivitätsdaten zur Nutzung diverser Energieträger wird in den Berechnungen der THG-Emissionen der Emissionsfaktor von Erdgas i. H. v. 55,8 t CO₂-Äq. TJ⁻¹ verwendet. Darüber hinaus wurde der Dieselverbrauch zur Futtermittelherstellung bei Rindern ermittelt, und die daraus resultierenden THG-Emissionen berechnet.

Schweinehaltung

Tabelle 99 zeigt den jährlichen Energieeinsatz zur Beheizung von Ställen in der Schweinehaltung. Mit den tierplatzbezogenen Energieverbräuchen für die verschiedenen Haltungsformen (Tabelle 89) berechnen sich Gesamtenergieverbräuche für Aufzuchtferkel von 521 GWh pro Jahr und für Mastschweine von 334 GWh pro Jahr. Mit dem THG-Emissionsfaktor von Erdgas für die Beheizung von Stallsystemen zur Aufzucht und Mast von Schweinen ergeben sich damit THG-Emissionen von rund 47.400 bzw. rund 117.400 t CO₂-Äq. a⁻¹ in der Schweinehaltung. Entsprechend den Tierzahlen in den verschiedenen Haltungssystemen entstehen die weitaus meisten Emissionen durch Tiere im Haltungssystem Vollspaltenboden.

Tabelle 99: Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas in der Schweinehaltung im Jahr 2021.

Tierkategorie	Energieverbrauch [GWh a ⁻¹]	THG-Emissionen pro Jahr [t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]
Aufzuchtferkel	521	104.835
Mastschweine	340	68.331

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

Hühnerhaltung

Bei der Hühnerhaltung werden Futtermittelherstellung, Entmistung, Beleuchtung und Lüftung der Ställe mit elektrischem Strom betrieben. Lediglich die Heizung der Ställe erfolgt mit Brennstoff. Wie bei der Schweine- und Rinderhaltung wird aufgrund fehlender Aktivitätsdaten angenommen, dass die Energiebereitstellung über Erdgas erfolgt.

Tabelle 100 zeigt den jährlichen Energieeinsatz zur Beheizung von Hühnerställen. Für Masthähnchen und -hühnchen ergibt sich eine Energiemenge von 573 GWh und für die Aufzucht von Junghennen von 76 GWh, die Energiemenge für Legehennenställe ist mit 1,3 GWh marginal. Daraus resultieren THG-Emissionen von rund 115.000 t CO₂ pro Jahr aus der Produktion von Masthähnchen und -hühnchen und von rund 15.000 t CO₂ aus der Junghennen-Aufzucht; Legehennen sind aufgrund des geringen Wärmebedarfs vernachlässigbar.

Tabelle 100: Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas in Hühnerställen im Jahr 2021.

Tierkategorie	Energieverbrauch [GWh a ⁻¹]	THG-Emissionen pro Jahr [t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]
Legehennen	1	267
Masthähnchen und -hühnchen	573	115.346
Junghennen	76	15.194

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

Rinderhaltung

In der Milchviehhaltung und der Haltung übriger Rinderkategorien werden mittlerweile die meisten Verfahren mit Elektroantrieben durchgeführt. Hierzu zählen insbesondere Entmistung, Lüftung, Beleuchtung, und bei Milchkühen die Milchkühlung. Lediglich die Futterentnahme und Futtervorlage sowie das Einstreuen und die Entmistung erfolgen meist mittels dieselbetriebener Maschinen. Der Einsatz von Wärmeenergieträgern erfolgt vor allem bei der Milchgewinnung und der Milchkühlung. Bei den Rinderkategorien ohne Milchgewinnung spielen daher in der Regel Wärmeenergieträger keine Rolle.

Tabelle 101 zeigt den tierplatzspezifischen Bedarf sowie den gesamten errechneten Verbrauch an Diesel und Erdgas für die Rinderkategorien. Der tierplatzspezifische Dieselbedarf für die übrigen Rinderkategorien wird aus dem Bedarf pro Milchkuh von 30 L Diesel für Futterentnahme, Aufbereitung und -vorlage (KTBL 2014a) proportional zum Großvieheinheitenschlüssel festgelegt. Der Wärmeenergiebedarf für die Milchgewinnung und Milchkühlung bei Milchvieh beträgt 87 kWh pro Tierplatz (TP) und Jahr, für die übrigen Rinderkategorien besteht kein Wärmebedarf.

Tabelle 101: Energiebedarf, Energieverbrauch und THG-Emissionen aus der Verbrennung von Erdgas und Diesel in der Rinderhaltung 2021.

Tierkategorie	Tierplatzspezif. Energiebedarf [GWh TP ⁻¹ a ⁻¹]		Energieverbrauch [GWh a ⁻¹]		THG-Emissionen pro Jahr [t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]
	Diesel	Erdgas	Diesel	Erdgas	
Milchkühe	30	86,6	1.144	332	344.993
Mutterkühe	30		79		20.970
Kälber bis einschl. 4 Monate	5,96		101		26.917
Männliche Mastrinder	13,39		231		61.583
Milchfärsen	14,71		397		105.727
Weibliche Mastrinder	14,71		44		11.796
Männliche Rinder 2 Jahre u. älter	13,39		14		3.763

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

Die Haltung von Milchkühen verursacht mit 345.000 t CO₂-Äq. pro Jahr die größten THG-Emissionen durch den Einsatz von Dieselmotoren und Erdgas in der Rinderhaltung insgesamt, gefolgt von Milchfärsen mit 105.700 t CO₂-Äq. a⁻¹ und männlichen Mastrindern mit 61.580 t CO₂-Äq. a⁻¹.

Mutterkühe, Kälber, weibliche Mastrinder und männliche Rinder über 2 Jahre tragen insgesamt nur mit etwa 63.450 t CO₂-Äq. a⁻¹ zu den Emissionen bei.

3.2.2.1 Energieverbrauch und THG-Emissionen in der Tierhaltung insgesamt

Für die Nutztierhaltung ergibt sich aus den vorstehenden Kalkulationen in 2021 ein Energieverbrauch von insgesamt rund 3.500 GWh a⁻¹, der THG-Emissionen in Höhe von rund 880.000 t CO₂-Äq. (Tabelle 102) verursacht, auf die Rinderhaltung sind fast zwei Drittel der Nutztieremissionen zurückzuführen.

Tabelle 102: Energieverbrauch und assoziierte THG-Emissionen resultierend aus der Verbrennung von Erdgas und Diesel bei der Nutztierhaltung im Jahr 2021.

Tierkategorie	Energieverbrauch [GWh a ⁻¹]	THG-Emissionen pro Jahr	
		[t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]	Anteil [%]
Rinder	2.010	575.750	65,4
Schweine	861	173.166	19,7
Hühner	650	130.807	14,9
Gesamt	3.521	879.723	100

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

3.2.3 Unterglasanbau

Der Energieeinsatz und der Verbrauch an Energieträgern im Unterglasanbau nach Agrarstrukturerhebung (ASE 2016) sind in Tabelle 103 aufgeführt. Für die Energieträger Fernwärme und Strom werden keine Primärenergieträger ausgewiesen. Über die Angaben zum Energiegehalt der Energieträger nach Plattform Erneuerbare Antriebsenergie für Land- und Forstwirtschaft (2024) und den THG-Emissionsfaktoren nach NID 2023 (UBA 2024d) wurden die THG-Emissionen berechnet (Tabelle 103).

Etwa ein Drittel der THG-Emissionen ist auf die Beheizung von Unterglaskulturen mit Steinkohle zurückzuführen, gefolgt von Fernwärme, Heizöl und Erdgas. Erneuerbare Energien werden gemäß NID (2023, UBA 2023b) als THG-neutral angesehen.

Bei einem Gesamtenergieverbrauch von 10.053 TJ betragen die THG-Emissionen aller beim Anbau unter begehbaren Schutzabdeckungen eingesetzten Energieträger zusammen rund 644.962 t CO₂-Äq. (Tabelle 103). Dabei wird der Emissionsfaktor für erneuerbare Energieträger gemäß der Emissionsberichterstattung mit Null bewertet (Anmerkung: das gilt nur, wenn die Vorketten, also die Emissionen, die durch die Bereitstellung vor der Verbrennung entstehen, nicht berücksichtigt werden).

Tabelle 103: Energieträger im Unterglasanbau und assoziierte THG-Emissionen im Jahr 2016 nach ASE (2016).

Energieträger	Einsatz Energieträger [1.000]	Energieverbrauch ¹ [TJ]	Emissionsfaktor ² [t CO ₂ TJ ⁻¹]	THG-Emission	
				[t CO ₂ -Äq.a ⁻¹]	Anteil [%]
Heizöl	47.230 L	1.675	74,1	124.199	19,3
Schweröl	931 L	36	79,5	2.887	0,4
Erdgas	588.200 kWh	2.118	55,8	118.352	18,4
Biogas	189.504 kWh	682	0	0	0
Holz	412 m ³	1.348	0	0	0
Pflanzenöl	3.333 L	115	0	0	0
Steinkohle	85 t	2.456	93,9	230.665	35,8
Braunkohle	4 t	81	105,8	8.591	1,2
Fernwärme	401.119 kWh	1.444	254	159.998	24,8
Strom	27.001 kWh	97	bei mobilen u. stationären Quellen nicht bilanziert		
Insgesamt		10.053		644.962	

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar mit Daten der ASE 2016 (Destatis 2018).

¹ Energiegehalte: Plattform Erneuerbare Antriebsenergie für Land- und Forstwirtschaft; Wikipedia).

² Emissionsfaktoren: UBA (2023b); Emissionsfaktor für Strom: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger (UBA 2019).

In der ASE (2016) wurde der Einsatz von Energieträgern nicht differenziert für die verschiedenen Schutzabdeckungen erfasst. Spezifische THG-Emissionen nach Art der Abdeckung (Tabelle 104) können daher nicht ermittelt werden.

Abschließend wurden aus dem Mix der Energieträger für die verschiedenen Schutzabdeckungen und den auf TJ bezogenen energiespezifischen THG-Emissionen für die Energieträger für jede Schutzabdeckung die energiebezogenen spezifischen THG-Emissionen berechnet. Aus der Multiplikation mit dem Energieverbrauch der Schutzabdeckung wurden die THG-Emissionen für die jeweilige Schutzabdeckung berechnet (Tabelle 104). Mit einer Differenz von 14.585 t CO₂-Äq. kommen die Ergebnisse aus dieser Berechnung nahe an die THG-Emissionen aus Tabelle 103. Demnach emittieren Einfachabdeckungen (Verglasung und Folie) nahezu 580.000 t CO₂-Äq. Dies unterstreicht die Notwendigkeit zur Umsetzung von Minderungstechniken. Aus dem Energieverbrauch aus fossilen Energieträgern (einschließlich Fernwärme) in Höhe von 7811 TJ und den THG-Emissionen von insgesamt 630.107 t CO₂-Äq. ergibt sich für alle Schutzabdeckungen ein mittlerer energiemengengewichteter THG-Emissionsfaktor von 80,67 t CO₂-Äq. TJ⁻¹.

Tabelle 104: THG-Emissionen nach Art der Schutzabdeckung.

Schutzabdeckung	Fläche Unterglas [ha]	Energieverbrauch [TJ a ⁻¹]	THG-Emission [t CO ₂ a ⁻¹]
Einfachverglasung	2.046	8.680	576.506
Mehrfach-/ Isolier-/ Thermoverglasung	166	591	33.648
Verglasung mit Photovoltaik	12	n. V.	246
Einfachfolie	1.448	26	1.071
Mehrfach-/ Isolier-/Thermofolien	356	277	9.350
Kunststoffplatten	45	85	4.708
Sonstige	45	96	4.579
Insgesamt	4.118	9.707	630.107

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

3.2.4 Zusammenfassung der THG-Emissionen aus der stationären und mobilen Verbrennung in der Landwirtschaft und Abgleich mit dem Emissionsinventar

Die in den vorstehenden Abschnitten berechneten Energieverbräuche aus der stationären und mobilen Verbrennung in der Landwirtschaft in Deutschland mit ihren assoziierten THG-Emissionen sind in Tabelle 105 zusammengestellt. Insgesamt sind dieser Quellgruppe rund 5,2 Mio. t CO₂-Äq. zuzuordnen, nahezu 3,7 Mio. t CO₂-Äq. (rund 71 %) entfallen dabei auf die Bewirtschaftung von Acker- und Grünland, 0,9 Mio. t CO₂-Äq. auf die Nutztierhaltung (wobei hiervon ein erheblicher Teil auf die Verbrennung von Diesel zurückzuführen ist) und etwa 0,6 Mio. t CO₂-Äq. auf den Unterglasanbau.

Tabelle 105: Zusammenfassung der THG-Emissionen der Quellgruppe stationäre und mobile Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft in Deutschland 2021.

Produktionsbereich	THG-Emissionen pro Jahr	
	[t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]	Anteil [%]
Außenwirtschaft	3.693.783	70,8
Innenwirtschaft	879.723	16,9
Unterglasanbau ¹	644.693	12,4
Insgesamt	5.218.199	100

¹ Unterglasanbau: nur CO₂-Emissionen, Bezugsjahr 2016.

Quelle: eigene Berechnung, DöhlerAgrar.

In Tabelle 106 sind die in der Emissionsberichterstattung gemeldeten THG-Emissionen dargestellt. Sie liegen mit 7,6 Mio. t CO₂-Äq. etwa um 2,4 Mio. t CO₂-Äq. höher als die errechneten Emissionen. Für die mobilen Verbraucher beträgt die Differenz 1,5 Mio. t CO₂-Äq. (im Vergleich zu den geringer errechneten Emissionen der Außenwirtschaft). Diese Differenz lässt sich teilweise mit der im vorliegenden Bericht unvollständigen Berücksichtigung der Dieselvebräuche mit mobilen Geräten erklären. Der Vergleich der offiziell gemeldeten Dieselvebräuche des UBA (Tabelle 107) aus der Agrardieselerückstattung und der aus dem Subventionsbericht des BMF (BMF 2024) hergeleiteten Verbräuchen zeigt gegenüber den Berechnungsansätzen dieser Arbeit

um 0,15 bzw. 0,39 Mio. Liter höhere Verbräuche. Die kürzlich veröffentlichten Werte des KTBL (errechnet und geschätzt) zeigen ein ähnliches Niveau wie die UBA-Daten.

Tabelle 106: THG-Emissionen der Quellgruppe stationäre und mobile Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft aus der Emissionsberichterstattung für 2021.

Quellbereiche	THG-Emissionen [t CO ₂ -Äq. a ⁻¹]
Stationäre Verbraucher in der Landwirtschaft	2.364.470
Mobile Verbraucher in der Landwirtschaft	5.216.110
Insgesamt	7.580.580

Quelle: UBA (2023b).

Es ist davon auszugehen, dass mit der methodischen Berücksichtigung weiterer Arbeitsgänge im Pflanzenbau über den Leistungs-Kostenrechner Pflanzenbau hinaus (Transporte Erntegüter zum Verkauf, vollständige Erfassung der Wirtschaftsdüngerlogistik, Strohbergung, Grünerntetransporte, Strohernte) sowie weiterer Arbeitsgänge in der Innenwirtschaft über die Wiederkäuerfütterung hinaus ein signifikanter Teil dieser Differenz abgedeckt werden kann.

Tabelle 107: Dieselverbrauch in der Außenwirtschaft nach verschiedenen Quellen.

	Einheit	UBA Landwirtschaft 1.A.4.c.ii (i)	Gasölbeihilfe ¹	KTBL 2023 ²	E-MoLL ³
Dieselverbrauch	Mrd. L	1,81	2,05	1,85	1,66
Differenz zu E-MoLL	Mrd. L	0,15	0,39	0,19	

¹ abgeleitet aus BMF (2024).

² 1,44 Mrd. L Außenwirtschaft; 0,41 Mrd. L Innenwirtschaft.

³ 1,45 Mrd. L Außenwirtschaft, 0,21 Mrd. L Innenwirtschaft.

Quelle: eigene Darstellung DöhlerAgrar, nach UBA (2023b), BMF (2024), KTBL (2023b).

3.3 Minderungsoptionen in der Quellgruppe mobile und stationäre Feuerungsanlagen in der Landwirtschaft

3.3.1 Klimaschutzmaßnahmen in der Acker- und Grünlandbewirtschaftung

Die drei Kernfaktoren, von denen der flächenbezogene Dieselverbrauch abhängt:

- Schlaggröße
- Bodenbearbeitungsverfahren
- Mechanisierung

sind gleichzeitig auch potenzielle Ansatzstellen für die Einsparung von Kraftstoff. Daneben kommen außerdem

- Einsatz von Biodiesel
- Alternative Antriebsmethoden

als weitere Optionen für eine Verminderung des Dieselverbrauchs in der Acker- und Grünlandbewirtschaftung in Betracht.

Änderung der Schlaggröße

Mit steigender Schlaggröße verringert sich der Kraftstoffverbrauch bei der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen tendenziell, da der Anteil der unproduktiven Arbeitsgänge (Wende-, Rüst- und Wegezeiten) am Gesamtaufwand sinkt. Grundsätzlich ist es möglich, über eine Vergrößerung der Feldschläge den flächenbezogenen Dieselbedarf zu reduzieren. Gemäß KTBL-Rechner vermindert sich bei Übergang zur nächstgrößeren Schlaggrößenklasse der Dieserverbrauch jeweils um etwa 10 % (Tabelle 108). Die nur geringe Verminderung bei Vergrößerung von 5 ha auf 10 ha ist vermutlich auf eine Inkonsistenz im KTBL-Kalkulationssystem zurückzuführen.

Eine Vergrößerung von Feldschlägen ist jedoch aus verschiedenen Gründen nicht erstrebenswert, unter anderem wegen des Verlustes an Vielfalt im Landschaftsbild, der Verarmung der Landschaftsstruktur sowie wegen des erhöhten Risikos für Wind- und Wassererosion und würde aktuellen Bestrebungen hin zum Implementieren von Schutzstreifen und biodiversen Landschaftselementen in der Agrarpraxis widersprechen.

Tabelle 108: Reduzierung des flächenspezifischen Dieselbedarfs bei Vergrößerung der Schlaggrößen¹.

Parameter	Einheit	Schlaggröße [ha]				
		1	2	5	10	20
Dieselbedarf ²	L ha ⁻¹	105,0	93,7	84,3	83,8	72,3
Minderung gegenüber der nächstkleineren Schlaggröße	L ha ⁻¹		11,3	9,4	0,5	11,5
	%		11	10	1	14

¹ Nach KTBL-Leistungs-Kosten-Rechner Pflanzenbau und Annahmen gem. Kap. 3.2.

² Mittelwert der Mechanisierungsstufen 67 / 102 / 200 kW.

Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

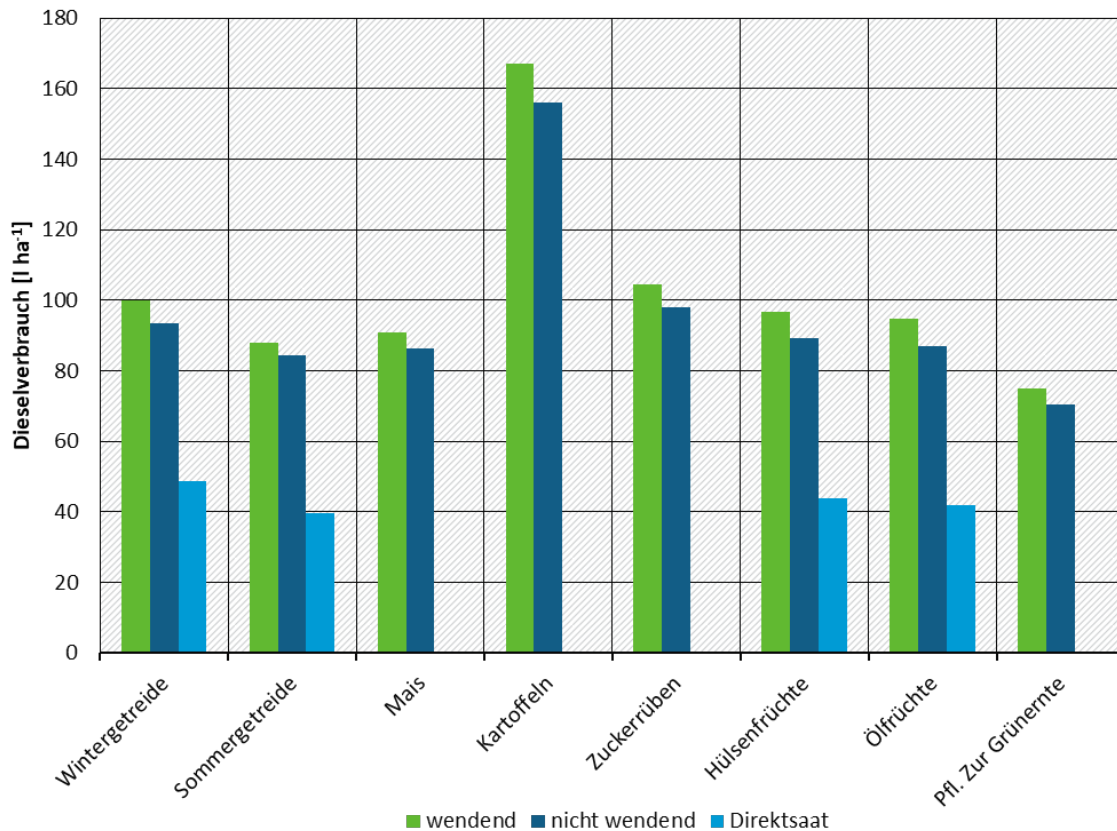
Änderung des Bodenbearbeitungsverfahrens

Eine in der Literatur häufig erwähnte THG-Minderungsoption ist die Umstellung von wendender oder konservierender Bodenbearbeitung auf Direktsaat. Damit ist im Mittel eine Halbierung des Dieserverbrauchs verbunden, die Unterschiede zwischen den Kulturarten sind nur relativ gering (Abbildung 40). Eine Ausnahme stellt die Kulturart Kartoffel dar, für die aufgrund der dafür üblichen Dammkultur kein praxistaugliches Direktsaatverfahren verfügbar ist. Die Umstellung auf Direktsaat ist jedoch je nach Fruchtfolgegestaltung mit erhöhtem Herbizidaufwand verbunden (ebenso wie die Umstellung auf konservierende Verfahren). Im ökologischen Landbau ist der Einsatz eines oder mehrerer Bearbeitungsgänge mit mechanischen Geräten zur Unkrautkrautregulierung erforderlich. Für eine Abschätzung der Minderungswirkung durch Umstellung auf Direktsaat ist zu beachten, dass Direktsaatverfahren nicht überall umsetzbar sind. Mit der Annahme, dass (geschätzt) zwei Drittel der rund 99 % der Ackerfläche, die wendend bzw. konservierend bearbeitet werden (Erhebungsjahr 2015/16), auf Direktsaat umgestellt werden (als direktsaataufbereitend werden Getreide, Hülsen- und Ölfrüchte angenommen), ergibt sich ein Einsparpotenzial von ca. 224 Mio. L Diesel bzw. 585.000 t CO₂-Äq.

Die aktuell am häufigsten umgesetzte Maßnahme ist der Ersatz der wendenden Bodenbearbeitung durch ein konservierendes Verfahren, was gleichzeitig auch Arbeits- und Maschinenkosten einspart. Die Umstellung auf eine pfluglose Bestellung (mit Grubber oder Scheibenegge als ersten Bearbeitungsschritt) führt zur Minderung des Kraftstoffverbrauchs in einer Größenordnung von rund 5 %. Bezogen auf die 56,7 % Ackerfläche (Tabelle 81), die derzeit (Erhebungsjahr

2015/16) wendend bearbeitet werden, entspricht das 36 Mio. L Diesel bzw. 96.000 t CO₂-Äq. Allerdings ist auch bei der Umstellung auf nichtwendende Bearbeitung wie beim Direktsaatverfahren mit höherem Herbizidbedarf zu rechnen.

Abbildung 40: Flächenspezifischer Dieserverbrauch nach Kulturart und Anbauverfahren.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Änderung des Mechanisierungsgrades

Der Arbeitszeitbedarf pro Hektar in der Pflanzenproduktion geht in Deutschland seit vielen Jahren kontinuierlich zurück. Die Ursache dafür ist die zunehmende Mechanisierung der Bodenbearbeitung, das heißt der Einsatz von leistungsstärkeren Traktoren und Erntegeräten in Kombination mit Bearbeitungsgeräten mit größeren Arbeitsbreiten (häufig unter dem Begriff "größere Schlagkraft" subsummiert). Mit der Zunahme der Mechanisierung ist jedoch ein höherer flächenspezifischer Dieselbedarf verbunden, wie in Tabelle 109 anhand eines Beispiels dargestellt ist. Bei Übergang von der niedrigsten (45 kW) auf die größte Mechanisierungsstufe (200 kW) des KTBL-Rechners wird der Arbeitszeitbedarf um 4,7 h ha⁻¹ (36 %) reduziert, während der Dieselbedarf um 13,7 L ha⁻¹ (14 %) steigt (KTBL 2022b).

Für die Praxis sind im Regelfall die Arbeitskosten die dominierende Größe für die Betriebsplanung, so dass eine Reduzierung der Mechanisierungsleistung keine realistische Minderungsoption darstellt.

Tabelle 109: Dieselbedarf und Arbeitszeitbedarf in Abhängigkeit von der Mechanisierungsstufe (Bsp. Winterweizen-Backweizen¹).

Mechanisierungsstufe [kW]	Arbeitszeitbedarf [AKh ha ⁻¹]	Differenz gegenüber nächstniedrigerer Mechanisierungsstufe		flächenspezif. Dieselbedarf [L ha ⁻¹]	Dieselverbrauch insgesamt [Mio. L]
		[AKh ha ⁻¹]	[%]		
45	13,0			97,3	1.594
67	11,0	-2,1	-16,0	92,9	1.522
83	10,1	-0,9	-7,9	96,2	1.576
102	8,7	-1,4	-13,7	93,3	1.529
120	8,4	-0,3	-3,1	102,5	1.680
200	8,3	-0,1	-2,1	110,9	1.817

¹ Berechnet mit KTBL-Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau (KTBL 2022b); weitere Parameter: wendende Bodenbearbeitung; konventionelle Landwirtschaft; mittleres Ertragsniveau, mittlerer Boden, Hof-Feld-Entfernung 2 km, Schlaggröße 2 ha. Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar.

Einsatz von Biodiesel

Der (verstärkte) Einsatz von Biodiesel wird als eine wichtige THG-Minderungsmaßnahme im Bereich der mobilen Verbrennungsanlagen in der Landwirtschaft angesehen. Insgesamt hatten Biokraftstoffe 2021 einen Anteil von 5,7 % am gesamten Kraftstoffverbrauch in Deutschland, wovon 4,2 % (bezogen auf den gesamten Kraftstoffverbrauch) auf Biodiesel entfielen. Sowohl die großtechnische Herstellung als auch die Beimischung von Biodiesel (mit bis zu 7 %) zu fossilem Biodiesel sind seit vielen Jahren erprobte Praxis. Bei der Gewinnung aus Raps werden aus 1 t Rapssaat ca. 406 kg Rapsöl (als Ausgangsprodukt für Biodiesel) und ca. 590 kg Schrot gewonnen; ein Liter Biodiesel ersetzt - aufgrund seiner geringeren Energiedichte - rund 0,91 L Dieselmkraftstoff (FNR 2024).

Gemäß EEG RED II (EU 2018/2001), 1. Fassung, wird das THG-Minderungspotenzial von Biodiesel im Vergleich zu herkömmlichem Diesel auf 47 % festgelegt, daraus ergäbe sich ein hohes Einsparpotenzial bei der Nutzung inländisch erzeugtem Biodiesels.

Die Nutzung von Biodiesel wird allerdings seit Jahren kritisch diskutiert. Als Argumente dagegen werden u.a. die Nahrungsmittelkonkurrenz, die Gefährdungen für Oberflächengewässer und Grundwasser (Häußermann et al. 2023) und die Auswirkungen z. B. in Form indirekter Landnutzungsänderungen und damit verbundener THG-Emissionen angeführt. Die THG-Einsparungen von 47 % sind dabei ohne Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen gerechnet. Annex VIII der RED II gibt dazu als vorläufig geschätzte Emission aus iLUC für Ölpflanzen einen mittleren Wert von 55 g CO₂-Äq. MJ⁻¹ an. Mit dieser Annahme sind keine THG-Einsparungen möglich. Die novellierte Richtlinie RED II, 2. Fassung, enthält hierzu gegenüber der 1. Fassung keine Änderungen

Alternative Antriebsmethoden

Aktuell werden eine Reihe von alternativen Antriebsmethoden erforscht und entwickelt, die fossile Kraftstoffe zukünftig ersetzen könnten. Als neue Techniken zu umweltschonenden, emissionsreduzierten Energieträgern für Traktoren und anderen Landmaschinen werden im Einzelnen untersucht: Strom, Wasserstoff, Synthetische Kraftstoffe, Biodiesel sowie synthetisches Methan (CNG) und Liquified Natural Gas (LNG).

Strom erscheint als Energieträger zunächst aufgrund des hohen Wirkungsgrades des elektrischen Antriebes besonders vorteilhaft. Allerdings ist ein hoher energetischer Aufwand für die

Batterieproduktion nötig. Hinzu kommt der (aktuell noch) hohe Anteil von ca. 52 % nicht erneuerbarer Energiequellen im deutschen Strommix (UBA 2024a). Die Strombereitstellung für solche Antriebssysteme könnte die Landwirtschaft durch eigene Windkraft-, Biogas-, Fotovoltaik- oder Wasserkraftanlagen übernehmen. Durch die Verwendung von externen Batterien mobiler Maschinen könnten theoretisch Stillstandzeiten der Stromerzeugung abgepuffert werden. Potenziell trägt dies zu einer verbesserten Netzstabilität bei. Externe Batterien können zudem als Ballastgewicht der Traktoren dienen, sodass keine anderen Ballastgewichte montiert werden müssen (KTBL 2020a). Das Problem der begrenzten Batteriekapazität ließe sich mit einer stationären Energiebereitstellung lösen. Hierfür werden Traktoren mit Kabelführung erprobt, die das Kabel zur Stromversorgung während der Fahrt auf dem Schlag ablegen und in der Gegenrichtung wiederaufnehmen. Weitere Vorteile sind, dass der Traktor leichter ist, da keine schwere Batterie mitgeführt werden muss, und dass der zeitaufwändige Ladevorgang entfällt.

Wasserstoff als Energieträger ist vor allem in Kombination mit Brennstoffzellen und elektrischen Antrieben interessant. Die Nutzung von Wasserstoff für den Betrieb von Verbrennungsmotoren hat bereits ein fortgeschrittenes Stadium erreicht, Gaswechselvorgänge und Materialfragen sind jedoch noch Gegenstand aktiver Forschung. Im Allgemeinen erfordert der Antriebsstrang hinter dem Motor keine umfassenden Anpassungen. Vielmehr liegt die größte Herausforderung auf der Maschinenseite in der Speicherung von Wasserstoff, einschließlich des Tankkonzepts und der Platzierung der Tanks. Konzepte für praktikable Tanks, die Aspekte wie Druck, Kühlung, Materialien usw. berücksichtigen, sowie geeignete Betankungsmethoden wie Tankstellen oder Feldbetankungen müssen noch entwickelt werden. Ebenso muss die Integration von Wasserstofftanks in den verfügbaren Bauraum der Maschinen weiter optimiert werden (KTBL 2023b).

Aufgrund der geringen Energiedichte von Wasserstoff ist zu erwarten, dass die mögliche tägliche Einsatzdauer im Vergleich zu den anderen Biokraftstoffen signifikant geringer sein wird, begleitet von längeren Tankzeiten. Die genauen Auswirkungen und erforderlichen Anpassungen in Technik und Verfahren sind noch unklar. Es bedarf weiterer Untersuchungen hinsichtlich der Funktionalität und Sicherheit, insbesondere im Hinblick auf potenzielles Entweichen von Wasserstoff während längerer Standzeiten von Landmaschinen. Die Entwicklungszyklen für Landmaschinen erstrecken sich in der Regel über einen Zeitraum von etwa acht Jahren; eine umfassende Verbreitung auf dem Markt ist daher voraussichtlich frühestens in den 2030er Jahren zu erwarten, sobald signifikante Fortschritte erreicht wurden (KTBL 2023b).

Synthetische Kraftstoffe auf Basis von Methan (Gas to Liquid, GtL) sind derzeit nur für Erdgas oder Biomethan realisierbar. Durch eine breite Rohstoffbasis für die Methanerzeugung ist die Versorgungssicherheit gegeben. Aus ökologischer Sicht ist dabei die Gewinnung von Methan aus Rest- und Abfallstoffen vorteilhaft. Die Vergärung von Gülle bringt den Vorteil, dass klimawirksame Methanemissionen aus der Güllelagerung vermieden werden und so ein doppelter Nutzen für den Klimaschutz hervorgeht. Es können 20 - 200 % der THG-Emissionen, die bei der gleichen genutzten Menge an Dieselmethan entstehen, eingespart werden. Aus ökonomischer Sicht ist die Verwendung von Methan als Energieträger sinnvoll, da Gutschriften für die Emissionsminderungen erhalten werden können und sich so Wettbewerbsvorteile ergeben (KTBL 2020a).

Biodiesel (FAME) und Pflanzenölkraftstoffe werden sich kurz- und langfristig als bevorzugte und geeignete Energieträger für Arbeiten erweisen, die nicht elektrifizierbar sind, insbesondere für mittelschwere bis schwere sowie zeitintensive Tätigkeiten. Biodiesel hat ähnliche Eigenschaften hinsichtlich Energiedichte und Logistik wie fossiler Diesel. Biodiesel ermöglicht eine nationale Versorgungssicherheit mit Nahrungsmitteln und anderen landwirtschaftlichen Erzeugnissen, vor allem aufgrund der ubiquitären Verfügbarkeit dieser Brennstoffe (KTBL 2023b).

Die Technik ist für die gesamte Verfahrenskette von Anbau bis Antriebstechnik verfügbar, viele der Landmaschinen haben eine entsprechende Herstellerfreigabe.

Erneuerbares **komprimiertes Methan (CNG)** und **verflüssigtes Methan (LNG)** sind eine weitere verfügbare Alternative insbesondere für landwirtschaftliche Betriebe mit eigener oder nahegelegener Biomethananlage. Eine flächendeckende Anwendung ist aufgrund der lückenhaften Verteilung der Biogasanlagen in Deutschland nicht vollständig realisierbar. Aufgrund seiner höheren volumetrischen Energiedichte im Vergleich zu CNG eignet sich LNG eher für schwere Arbeitsgeräte (Großtraktoren, Häcksler, Mährescher). Mittlerweile sind auch CNG-Hoftankstellen technisch verfügbar, die am Biogasanlagenstandort einen Teil des Biogases aufbereiten und für die Betankung bereitstellen können.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass nicht alle Kraftstoffe gleichermaßen für verschiedene Arten von Motoren und Einspritzsysteme geeignet sind. Zum Beispiel erfordern gasförmige Kraftstoffe wie Erdgas oder Wasserstoff in der Regel Ottomotoren. Viele biobasierte Kraftstoffe in ihren verschiedenen Formen (wie Biodiesel, HVO-Diesel und Pflanzenölkraftstoff) sind für Dieselmotoren geeignet. Darüber hinaus gibt es technologische Fortschritte, die mehr oder weniger aufwendige bivalente Betriebsformen ermöglichen, bei denen mehrere Kraftstoffe alternativ oder gleichzeitig genutzt werden können (KTBL 2020a). Synthetische Kraftstoffe auf Basis von Methan können in flüssiger oder gasförmiger Form hergestellt werden und sind sowohl für Diesel- als auch Ottomotoren geeignet. Flüssige synthetische Kraftstoffe, die für Dieselmotoren geeignet sind, würden technisch die geringsten Anpassungen an Motoren und Maschinen erfordern, sie wären kompatibel mit bestehenden Maschinen und könnten bei Verfügbarkeit eine rasche Reduzierung der fossilen Brennstoffabhängigkeit ermöglichen (KTBL 2023b).

Da für viele Feldarbeiten eine ununterbrochene tägliche Arbeitsdauer von etwa 8 bis 10 Stunden und mehr gewährleistet sein muss, kommen für diese Arbeiten nur Energieträger in Frage, die derartige Einsatzzeiten mit einer ein- oder zweimaligen Füllung des Energiespeichers pro Tag ermöglichen. Bei der schweren Bodenbearbeitung mit einem Standardtraktor mit 251 - 300 kW kann mit dem Energieträger Strom (Li-Ionen-Akkumulator) nur ca. 30 Minuten gearbeitet werden, die Verfügbarkeiten bei Verwendung von Wasserstoff sind mit 1,5 h ähnlich schlecht. Für diese schweren Feldarbeiten kommen nur Ottokraftstoff (ununterbrochene Einsatzdauer von 10 h) und Dieselmotorkraftstoff/Biodiesel oder hydrierte Pflanzenöle (Einsatzdauer von über 12 h) in Betracht (KTBL 2020a). Für hofnahe Arbeiten oder für Arbeiten, die häufiger und/oder nur für kurze Zeit am Tag ausgeführt werden, ist es denkbar, auch die Energieträger Strom, Methan oder Ethanol einzusetzen. Hier werden meist geringere Leistungen (18 bis 36 kW) benötigt und es kann aufgrund der Hofnähe öfter geladen bzw. getankt werden (KTBL 2020a).

Aus den vorgehenden Ausführungen lässt sich ableiten, dass der Übergang von dieselbasierten Antriebssystemen hin zu erneuerbaren Optionen sich nicht kurzfristig realisieren lässt. Bis zum Jahr 2030 (Projektionszeitraum dieser Studie) werden nur in geringem Umfang die heute verfügbaren Techniken Biodiesel, Pflanzenöl und Biogas eingesetzt werden. Biodiesel und Pflanzenöle sind zwar technisch verfügbar und es sind keine technischen Anpassungen erforderlich, jedoch existieren keine Anreize für einen Umstieg. Außerdem bestehen hier Zielkonflikte und Flächennutzungskonkurrenzen, die berücksichtigt werden müssen. Biomethan erfordert technische Anpassungen an den Arbeitsmaschinen bzw. in der Regel den Neukauf von Traktoren, daher sind signifikante Veränderungen frühestens zum Zeitpunkt von erforderlichen Ersatzbeschaffungen zu erwarten. Elektromotorische Antriebe halten bereits jetzt - wenn auch in geringem Umfang - Einzug in die Agrarpraxis, dies betrifft Hoflader/Radlader mit niedriger Leistung im Bereich von 30 bis etwa 70 kW in Verbindung mit Eigenstromversorgung über PV-Dachanlagen und Biogasanlagen. Es wird auch deutlich, dass aus verschiedenen Gründen eine Vielfalt von An-

trieben und Energieträgern erforderlich sein wird, um die Dieselmotoren in einem THG-neutralen System von Arbeitsmaschinen zu ersetzen. Aufgrund der hohen Energieeffizienz von Elektroantrieben ist ein hoher Anteil derer anzustreben (soweit ausreichend bezahlbarer, grüner Strom zur Verfügung steht), die mittelschweren und schweren Arbeiten werden allerdings auch noch in den kommenden Jahrzehnten mit Verbrennungsmotoren mit den oben aufgeführten Kraftstoffen durchgeführt werden müssen. Für die landwirtschaftlichen Betriebe heißt das, dass sie sich von dem jetzt praktizierten Dieselsystem auf eine Mehrantriebsstrategie begeben müssen, was höhere Kosten verursachen wird als die (ausschließliche) Dieselstrategie.

3.3.2 Klimaschutzmaßnahmen in der Nutztierhaltung

Für hofnahe Arbeitsgänge wie Fütterung (Futtermischwagen), Einstreuen und Entmistung von Nutztierställen sind bereits erste Mobiltechniken mit Elektroantrieben verfügbar, die mittelfristig dieselgetriebene Techniken ersetzen können.

Zur Beheizung von Ställen können vermehrt erneuerbare Energieträger eingesetzt werden, für Erdgas- und Flüssiggas-betriebene Heizungsanlagen bietet sich zur Energieeinsparung die Umrüstung auf Brennwerttechniken an. Auch eine nachträgliche Dämmung des Gebäudes (nicht immer möglich) kann zur Energieeinsparung beitragen.

Die regelmäßige Wartung der Heizungsanlage einschließlich aller Mess- und Regeltechniken führt zu Optimierung der Brennstoffnutzung und damit zu einer THG-Einsparung.

3.3.3 Klimaschutzmaßnahmen im Unterglasanbau

Nach Ruhm et al. (2007) entfallen 90 % des Energieverbrauchs im Unterglasanbau auf die Beheizung der Gewächshäuser. Daher erfolgten umfangreiche Entwicklungsarbeiten zur Reduzierung des Energieaufwands, die erhebliche Einsparpotenziale bieten (Tabelle 110). Dabei spielen nicht nur direkte Maßnahmen wie Isolierungen, Schutzschirme (zur Verhinderung von Wärmerückstrahlung), Spezialverglasungen oder Abdichtungsmaßnahmen eine Rolle, sondern auch Maßnahmen zur Verbesserung des Klimamanagements wie Sensorik, Steuer- und Regeltechnik, Heiztechnikoptimierung oder CO₂-Begasung (Ruhm et al. 2007). Aktivitätsdaten liegen hierzu in konsistenter Form allerdings nicht vor.

Tabelle 110: Einsparpotenziale im Unterglasanbau.

Rang	Einsparmaßnahme	Einsparungspotenzial [%]
1	Energieschirm	20 - 40
2	Abdichten von Scheiben und Lüftungen	10 - 20
3	Heizsystem	10 - 18
4	Optimierung der Kesselanlage	10 - 15
5	Klimaregelung	20
6	Bessere Flächennutzung / Anbauplanung	10
7	Isolierung und Spezialverglasung	7 – 10
8	Messfühler	5 – 10
9	Bewässerung	5 – 10
10	CO ₂ -Düngung	5

Quelle: DöhlerAgrar nach Ruhm et al. (2007).

Ein weiterer Beitrag zur Emissionsminderung liegt in der verstärkten Verwendung von biogenen Festbrennstoffen in der Wärmeerzeugung für den Unterglasanbau. Für diesen Einsatz bietet sich Holz in Form von Hackschnitzeln und Holzpellets sowie eingeschränkt Halmgüter (Stroh) in Form ganzer Ballen oder als Häcksel an. Sägemehl und *gehäckseltes* Stroh können ihrerseits wieder zu Pellets verarbeitet werden. Eine bereits häufig genutzte Möglichkeit stellt die Abwärmennutzung von mit Biomasse betriebenen Blockheizkraftwerken dar (Döhler und Häußermann 2023).

3.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Treibhausgasberichterstattung beinhaltet bei den Emissionen aus der Nutzung von Kraft- und Brennstoffen die Kategorie "Emissionen aus mobilen und stationären Verbrennungstechniken", die über einen top-down-Ansatz ermittelt werden.

Die der Landwirtschaft zugeordneten stationären und mobilen Quellen setzen sich überwiegend aus dem Dieserverbrauch in landwirtschaftlichen Maschinen (Traktoren, Erntemaschinen) in der Außenwirtschaft bzw. in mobilen Geräten für die Nutztierfütterung auf der Hofstelle sowie dem Einsatz von Wärmeenergie in der Innenwirtschaft (Nutztierhaltung und dem Pflanzenbau unter Schutzabdeckungen) zusammen. Der diesbezügliche Energieeinsatz und die damit verbundenen Emissionen werden über einen top-down-Ansatz ermittelt.

Für die genannten Bereiche wurde im Rahmen des Vorhabens erstmals eine bottom-up-Berechnungsmethode entwickelt, in die standardmäßig erhobene und regelmäßig aktualisierte Daten zu Energieverbräuchen sowie statistische Kenndaten zum Anbau von Kulturpflanzen und dem Umfang der Nutztierhaltung einfließen. Somit ist ein Ansatz für ein fortschreibungsfähiges, zeitlich und räumlich aufgelöstes Kalkulationswerkzeug auf Verfahrensebene für die Erfassung von energiebedingten THG-Emissionen entstanden, welches auch die Abbildung von Minderungsmaßnahmen ermöglicht.

Diesen Berechnungen zufolge betragen die THG-Emissionen der Außenwirtschaft (Acker- und Grünlandwirtschaft) 3,69 Mio. t CO₂-Äq., die der Innenwirtschaft (Nutztierhaltung) 0,88 Mio. t CO₂-Äq. und des Unterglasanbaus 0,64 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr. In der Summe entstehen nach diesen Ansätzen im Quellbereich mobile und stationäre Feuerungsanlagen THG-Emissionen in Höhe von 5,22 Mio. t CO₂-Äq.

Gemäß der nationalen Klimaberichterstattung betrugen die energiebedingten THG-Emissionen aus der Verbrennung im Jahr 2022 8,1 Mio. t CO₂-Äq. (UBA 2024d, 2023b). Dementsprechend stimmen die THG-Emissionen in der Größenordnung mit den Angaben der Emissionsberichterstattung 2023 überein, während sich zu den im Inventar 2024 ausgewiesenen Mengen eine Diskrepanz von nahezu 3 Mio. t CO₂-Äq. ergibt.¹⁶

Die hier durchgeführte Berechnung der energiebedingten Emissionen deckt noch nicht alle Aktivitätsbereiche ab. So fehlen in der Tierhaltung Teile der Geflügelhaltung, Pferde und kleine Wiederkäuer, deren Beitrag zu den THG-Emissionen allerdings als gering eingeschätzt wird. Im Ackerbau sind die Transporte von Ernterohprodukten zur aufnehmenden Hand nicht enthalten,

¹⁶ Ursache hierfür ist eine Anpassung der Herleitung der von den mobilen landwirtschaftlichen Verbrauchern jährlich verbrannten Dieselmengen: Nachdem es hier bis zur Berichterstattung 2023 eine methodisch bedingte Untererfassung gab, wird nunmehr direkt auf in TREMOD MM (ifeu) bottom-up modellierte Verbrauchsdaten zurückgegriffen, die nahe an den steuerlich erfassten Mengen gemäß Gasölrückerstattung liegen. Diese Anpassung wurde insbesondere notwendig, um den Beitrag der mobilen landwirtschaftlichen Verbraucher zu den Emissionen des KSG-Sektors „Landwirtschaft“ möglichst korrekt abzubilden. Da die Energiebilanzzeile 67 weiterhin den absoluten Rahmen für diese und weitere sogenannte „sonstige“ Verbraucher bildet, mussten analog die den anderen mobilen Verbrauchern zugewiesenen Dieselmengen nach unten korrigiert werden, vorrangig für die Bauwirtschaft.

der dadurch bedingte Fehler wird auf 1 bis etwa 10 % des Verbrauchs geschätzt. Weiterhin sind nicht enthalten die Bergung von Stroh und das Einbringen von Einstreu, die Entmistung sowie nur zum Teil die Transporte von Wirtschaftsdüngern einschließlich deren Ausbringung. In diesem Zusammenhang wäre auch die Systemgrenze zu definieren, ab der der Transport von Erzeugnissen noch der Landwirtschaft oder bereits dem Lebensmittelsektor zuzurechnen ist.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass viele Verfahrensschritte im Bereich der Innenwirtschaft und der Unterglaskultivierung von Nutzpflanzen mittlerweile elektrifiziert worden sind und hier keine fossilen Energieträger mehr verbrannt werden. Dementsprechend sind die tatsächlichen, energiebedingten THG-Emissionen wahrscheinlich höher. Auch Nacherntetechnologien wie Kühlungs- und Trocknungssysteme finden noch keine Berücksichtigung.

Auch sind Bedarfswerte, die den Berechnungen zugrunde liegen, noch nicht abschließend untersucht. Hierzu wären genauere Analysen vorhandener Kenndaten und ggfs. weitergehende Erhebungen erforderlich. Es wird davon ausgegangen, dass die Bedarfswerte eher beste technische Eignung und optimale Nutzungsbedingungen abbilden, was vermutlich eine Unterschätzung der Verbräuche und Emissionen zur Folge hätte. Wie in anderen Bereichen der Emissionsberichterstattung für die Landwirtschaft, muss bezüglich der Aktivitätsdaten mit Annahmen und Schätzungen gearbeitet werden. Das betrifft vor allem die Art und das Alter der Mechanisierung in der Außenwirtschaft sowie die in der Innenwirtschaft und im Unterglasanbau eingesetzten Techniken. Da diese Daten über die Officialstatistik nicht flächendeckend zu generieren sind, würden repräsentative Erhebungen über die Statistik oder Praxisbefragungen durch Experten die Aussagekraft erhöhen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass mit der hier gezeigten, verfahrensbezogenen Methodik die Emissionen aus mobilen und stationären Quellen bei Einbeziehung aller bisher nicht erfassten Aktivitäten des Agrarbereichs zuverlässig erfasst werden können. Somit steht ein methodischer Ansatz zur Verfügung, der nach dem Wegfall der Agrardieselbeihilfe zur Ermittlung der Emissionen aus mobilen Quellen herangezogen werden kann.

Minderungspotenziale liegen vor allem bei den Antriebstechniken in der Außenwirtschaft, die Biokraftstoffe Biodiesel und Biogas sind mit verfügbaren Techniken sowohl bei der Herstellung als auch bei der Antriebstechnik an vorderster Stelle zu nennen. Aufgrund potenzieller und nicht endgültig geklärter Effekte hinsichtlich einer indirekten Landnutzungsänderung werden Biokraftstoffe kontrovers diskutiert. Elektromotorische Antriebe und wasserstoffgetriebene Kraftstoffe (sowie wasserstofftragende Kraftstoffe wie Ammoniak) benötigen noch viel Entwicklungsarbeit bis zur technischen Einsatzreife. Elektrische Antriebe können heute bereits für temporäre Arbeiten an der Hofstelle eingesetzt werden, sind aber für Feldarbeiten mit hohem Bedarf an Schlagkraft wohl auch zukünftig nicht geeignet.

Für die Nutztierhaltung liegen viele Minderungsoptionen vor, die auch heute bereits in der Energieeffizienzberatung umgesetzt werden. Zur Berechnung des Minderungspotenzials dieser Techniken fehlen jedoch die Aktivitätsdaten. Etwas besser ist die Datenlage diesbezüglich beim Gartenbau. Jedoch führen hier Datenschutzbelange zu einem unvollständigen Gesamtbild und einer teiltransparenten Darstellung der aktuellen Situation.

4 Modellierung der Emissionsminderungskosten der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft

4.1 Einleitung und Zielsetzung

THG-Minderungsziele EU und CO₂-Bepreisung

Die EU hat die Ziele zur Emissionsminderung für 2030 mit einer höheren Ambition versehen. Statt bisher um 40 % sollen die Treibhausgasemissionen bis 2030 um 55 % reduziert werden (EU Klimagesetz (EU 2021/1119), Fassung vom 29.07.2021). Die Sektoren im bestehenden EU-Emissionshandelssystem (ETS), hauptsächlich Stromerzeugung und Industrie, sollen ihre Emissionen um 61 % gegenüber 2005 mindern. Alle anderen Sektoren fallen unter die Effort Sharing Regulation (ESR) und sollen ihre Emissionen um 40 % reduzieren, dies gilt für die Sektoren Landwirtschaft, Verkehr, Gebäude, Abfall und sonstige Industrie. Für die Umsetzung dieses neuen Klimaziels ist eine zentrale Frage, welche Beiträge unterschiedliche Sektoren leisten können und mit welchen Instrumenten und zu welchen Kosten die zusätzlichen Emissionsminderungen erreicht werden sollen.

Je nach Aufteilung des Gesamtreduktionsziels werden emissionsarme Technologien in den verschiedenen Sektoren unterschiedlich schnell zum Einsatz kommen. Da Unternehmen und Haushalte die Wahl haben, entweder auf klimafreundliche Technologien umzustellen, um ihre Emissionen zu senken, oder den jeweiligen CO₂-Preis zu bezahlen, werden mit der Erhöhung der THG-Minderungsambition höhere CO₂-Preise dort nötig, wo kostspieligere Technologien eingesetzt werden müssen. Unter der Annahme, dass die CO₂-Bepreisung das zentrale Instrument für die Klimapolitik zum Erreichen der Reduktionsziele ist, schätzen Pietzcker et al. (2021), dass für die ESR-Sektoren (Verkehr, Gebäude, Landwirtschaft, Abfall und sonstige Industrie) mit 275 € t⁻¹ etwa doppelt so hohe CO₂-Preise nötig sein werden wie in den ETS-Sektoren (Strom und Industrie) mit 130 € t⁻¹. Für die Sektoren ist es daher wichtig, die Kosten der THG-Emissionsminderung in ihrem Bereich möglichst präzise und nachvollziehbar zu ermitteln, um damit einen Beitrag zur Debatte über die kosteneffizientesten Maßnahmen zu leisten.

Analyse der sektoralen THG-Minderungskosten

Die Höhe der CO₂-Bepreisung ist auf der anderen Seite für die Akteure der verursachenden Sektoren eine Richtschnur für eine Einordnung von THG-Minderungskosten. Angestrebt werden von den Sektoren kostengünstige THG-Vermeidungsmaßnahmen, möglichst weit unterhalb der Preise für CO₂-Zertifikate. Dementsprechend wird in der ökonomischen Analyse im Grundsatz davon ausgegangen, dass Maßnahmen mit negativen THG-Minderungskosten umgehend umgesetzt werden, und dass nach Etablierung eines Emissionshandels die THG-Reduktion immer mit den Maßnahmen erfolgt, die die niedrigsten THG-Minderungskosten aufweisen.

Der Begriff THG-Minderungskosten beschreibt dabei die Kosten einer Klimaschutzmaßnahme, die durch die Nutzung von Maßnahmen (Verhaltensweisen, Technologien) mit geringerem THG-Ausstoß entstehen. Werden weitere Treibhausgase in die Berechnung der THG-Minderungskosten einbezogen, wird dies über deren CO₂-Äquivalent abgebildet (THG-Minderungskosten). Ob Maßnahmen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen wirtschaftlich oder bezahlbar sind, lässt sich anhand der THG-Minderungskosten bewerten. Dabei werden die Kosten für den Einsatz der jeweiligen Maßnahme mit den erwarteten Einsparungen an THG-Emissionen verglichen. Dies kann entweder auf einer Pro-Kopf-Basis, in Bezug auf die Gesamtkosten für ein Unternehmen oder einen Sektor auf Staatsebene erfolgen. Wenn Technologien oder Maßnahmen zur Vermeidung von THG-Emissionen negative THG-Minderungskosten aufweisen, stellt das den Idealfall dar, denn die Kosten, die mit der Umsetzung dieser Maßnahmen verbunden sind, fallen

geringer aus als die Einsparungen an THG-Emissionen, die sie erzielen. Von positiven THG-Minderungskosten wird gesprochen, wenn die Kosten für die Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen höher sind als die erwarteten THG-Einsparungen. Solche Maßnahmen können trotzdem langfristig wirtschaftlich sein, nämlich dann, wenn sie dazu beitragen, die Abhängigkeit von Emittenten zu verringern und damit die Kosten für die Bekämpfung des Klimawandels zu senken. Folglich sind THG-Minderungskosten negativ, wenn die Option zur THG-Minderung geringere Kosten verursacht als die Referenzmaßnahme.

Die THG-Vermeidungs-Kostenanalyse ist von besonderer Bedeutung, weil in der Regel von begrenzten ökonomischen Ressourcen auszugehen ist und sich daher die verfügbaren Klimaschutzmaßnahmen nicht alle sofort umsetzen lassen. Der größte Klimaschutzeffekt bei gegebenem Mitteleinsatz (also das beste Kosten-Nutzen-Verhältnis) lässt sich erreichen, indem die größtmögliche Wirtschaftlichkeit der THG-Vermeidung angestrebt wird. Demzufolge sind finanzielle Mittel nicht zwingend auf die Maßnahmen mit den größten Potenzialen zu konzentrieren, sondern auf die Maßnahmen mit den geringsten THG-Minderungskosten. Diese Priorisierung nach den geringsten Minderungskosten erfolgt in einer Volkswirtschaft sektorübergreifend. Auf diese Weise wird sichergestellt, dass zunächst nur die Maßnahmen mit den geringsten Kosten und nachfolgend die zunehmend kostenintensiveren umgesetzt werden - unabhängig davon, um welchen Sektor es sich handelt.

Landwirtschaftliche Treibhausgase und Beiträge der Landwirtschaft zum Klimaschutz sind Gegenstand der gesellschaftlichen, politischen und wissenschaftlichen Diskussion. Wird die landwirtschaftliche Produktion ähnlich wie die industrielle betrachtet, erfordern internationale Emissionszielvereinbarungen auch in der Landwirtschaft THG-Einsparungsmaßnahmen. Eine Minderungskostenanalyse hilft dabei, möglichst kostengünstige Maßnahmen auszuwählen.

Zielsetzung

Ziel des im Folgenden beschriebenen Projektabschnitts ist es, eine Methodik für die Berechnung einer Treibhausgas-Vermeidungsgrenzkostenkurve zu entwickeln, die eine Einschätzung der Kosten-Nutzen-Effizienz der im Kapitel 2.5 ermittelten THG-Vermeidungspotenziale ermöglicht und Hinweise für bevorzugte Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen geben kann. Aufbauend auf einer Literaturanalyse (Kapitel 4.2) werden die von diversen Arbeitsgruppen ermittelten Minderungskosten vergleichend mit den im vorliegenden Projekt selbst berechneten Minderungskosten evaluiert.

Für die Bereiche Nutztierhaltung, Pflanzenbau und in Teilen für den Bereich Biogaswirtschaft werden mithilfe von Kalkulationsverfahren des KTBL auf der Verfahrensebene und den dort hinterlegten, anerkannten und regelmäßig aktualisierten Kennwerten die Kosten und Mehrkosten für Klimaschutzmaßnahmen ermittelt (KTBL 2022c, 2022b, 2023c). Für die nicht im KTBL hinterlegten Verfahren und Daten wurden eigene Berechnungsverfahren entwickelt oder eigene Berechnungsverfahren für den Zweck der THG-Minderung (Kapitel 4.3) adaptiert. Für die komprimierte und allgemeinverständliche Kommunikation der Projektergebnisse in Bezug auf Potenziale und Kosten wird eine Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung (GKK) (synonym auch Vermeidungsgrenzkostenkurve) erstellt. Für sieben der im Vorhaben behandelten Maßnahmen erfolgten aufgrund der Projektarchitektur und der Komplexität der Maßnahmen, die unter anderem eine Folgenabschätzung erfordern, keine THG-Kostenermittlungen. Im Einzelnen sind dies:

- ▶ ZCe – Zunahme Weidegang
- ▶ ZDa – Erhöhung der Lebensleistung (Milchkühe)
- ▶ ZDb – Förderung von Mehrnutzungsrindern
- ▶ ZDc – N-reduzierte Fütterung

- ZEa – Veränderter Konsum
- ZEb – Begrenzung der Viehbesatzdichte

Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung

Vor dem Hintergrund von Klimaschutzzielen erstellen einige Länder THG-Minderungskostenkurven, um zukünftige Maßnahmen hinsichtlich Klima- und Kostenauswirkungen sektorübergreifend zu vergleichen und zu bewerten. Für die deutsche Landwirtschaft liegen bislang nur wenige solcher Analysen vor. Mit zunehmenden THG-Minderungsambitionen der EU-Kommission werden landwirtschaftliche Treibhausgase und Beiträge zum Klimaschutz Gegenstand der gesellschaftspolitischen Diskussion. Mit den neuen Forderungen im Programm „Fit for 55“ (Presse- und Informationsamt der Bundesregierung 2024) wird die landwirtschaftliche Produktion stärker in die Verantwortung für eine Reduzierung der THG-Emissionen genommen. Es ist zu erwarten, dass die Landwirtschaft zukünftig ähnlich wie die industriellen Sektoren betrachtet wird. Ausgehend von dem Faktum, dass Landwirtschaft niemals THG-neutral betrieben werden kann (Döhler und Häußermann 2023), ist es umso wichtiger, die effizientesten Maßnahmen zu identifizieren. Eine Minderungskostenanalyse hilft dabei, möglichst kostengünstige Maßnahmen auszuwählen.

Die THG-Minderungskostenkurve ist ein bewährtes Instrument für die Planung von Emissionsreduktionen. Die Kurve wird erstellt, indem die Maßnahmen zur Emissionsreduzierung mit steigenden Grenzkosten oder spezifischen Kosten auf der vertikalen Achse gegen ihr kumulatives Emissionsreduzierungspotenzial auf der horizontalen Achse aufgetragen werden. Grenzkosten der Schadstoffvermeidung beziehen sich dabei auf die Kosten, die entstehen, um die Menge an Schadstoffemissionen um eine bestimmte Einheit (hier: t CO₂-Äq.) zu reduzieren. Damit steht ein für viele Akteure verständliches und nützliches Instrument zur Verfügung, mit dem Kompromisse zwischen Emissionsreduzierung und Kosten durch verschiedene Interessensgruppen optimiert werden können.

Für mehrere Länder liegen landwirtschaftliche Minderungskostenanalysen vor: für Frankreich (Pellerin et al. 2017), Irland (O’Brien et al. 2014) und die Schweiz (Alig et al. 2015) und jüngst für Österreich (Fritz et al. 2021).

Treibhausgas-Vermeidungsgrenzkostenkurven zeigen die Emissionsminderung verschiedener Maßnahmen gereiht nach ihren marginalen Kosten. Allgemein sind Vermeidungsgrenzkosten definiert als der Quotient der Kosten-/Erlösänderung und der Emissionsänderung pro Produktionseinheit (z. B. ha oder Tierplatz). Zur Ermittlung des Reduktionspotenzials können aggregierte Aktivitätsdaten mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren berechnet werden und/oder es kann eine Verfahrens-/betriebsbezogene Analyse erfolgen. Die Kosten von Minderungsmaßnahmen werden meist von der einzelbetrieblichen auf die nationale Ebene hochgerechnet.

Bei der Nutzung derartiger Kostenberechnungen ist es wichtig festzuhalten, dass die Methodik für Minderungskostenanalysen nicht abschließend definiert ist (Eory et al. 2018). Dies wird unter anderem deutlich aus dem Umstand, dass einmal erstellte Studien nach kurzer Zeit Gegenstand von Überarbeitungen sind, in denen methodische Fragen zur THG-Bilanzierung und Minderungskostenrechnung geklärt und diese weiterentwickelt werden.

4.2 Literaturrecherche zu Minderungskosten auf internationaler Ebene

Für einen ersten Überblick über internationale und nationale Veröffentlichungen und zu Forschungsergebnissen zu Treibhausgasminderungskosten wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Dabei wurden besonders die methodischen Ansätze berücksichtigt, welche eine Übertragung der Minderungskostenschätzung (-berechnungen) auf Deutschland ermöglichen. Daher

lag der Fokus bei der Literaturrecherche auf den Studien, die nationale Berechnungen zu Emissionsminderungskosten landwirtschaftlicher Minderungsmaßnahmen durchgeführt und/oder eine nationale Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung (oder Grenzvermeidungskostenkurve) entwickelt haben. Die wichtigsten Arbeiten liegen in den europäischen Ländern Frankreich, Irland, Großbritannien, den Niederlanden und Spanien vor, aber auch in den USA wurde an der Erstellung von solchen Grenzkostenkurven für die Landwirtschaft gearbeitet. Dabei lag der Schwerpunkt zunächst auf den Maßnahmen innerhalb des Landwirtschaftsinventars (CRF Sektor 3), darüber hinaus wurden auch Minderungsoptionen der CRF-Kategorie 1.A.4.c (Verfeuerung von Brennstoffen) und der Kategorie CRF 4 (Landnutzung und Landnutzungsänderung) berücksichtigt. Fokussiert wurde bei der Recherche auf die Art der Maßnahme oder Technik, deren Minderungspotenzial und deren Minderungskosten.

In einem weiteren Schritt wurde die methodische Nachvollziehbarkeit sowie die Konsistenz des methodischen Ansatzes und der Schlussfolgerungen evaluiert und darauf aufbauend die in der Literatur beschriebenen Minderungsmaßnahmen hinsichtlich ihres Potenzials und ihrer Kosten bewertet sowie eine qualitative Priorisierung des Minderungspotenzials und der Kosteneffizienz von Maßnahmen vorgenommen. Daraus erfolgte eine Beurteilung der Eignung der Ergebnisse für das vorliegende Projekt bzw. die Nutzung in einer nationalen THG-Vermeidungsgrenzkostenkurve. Kriterien waren dabei die getroffenen Annahmen, die Qualität der Dokumentation, die allgemeine Verständlichkeit sowie die Aufbereitung und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse.

Außerdem erfolgte eine Kongruenzprüfung der Projektmaßnahmen (E-MoLL) mit den in der Literatur am häufigsten beschriebenen Minderungsmaßnahmen. Die Emissionsminderungskosten stammten sowohl aus Rechercheergebnissen aus internationaler Literatur als auch von Angaben des Thünen-Instituts. Tabelle 111 fasst die Ergebnisse der Literaturrecherche zusammen.

Tabelle 111: THG-Minderungskosten und THG-Minderungspotenzial Deutschland, abgeleitet aus nationaler und internationaler Literatur sowie E-MoLL-Projektergebnissen.

Maßnahme	Minderungskosten			Minderungs- potenzial ¹² für DE
	Spanne internationale Literatur [€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.]	Spanne deutsche Literatur [€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.]	in der GKK (Abbildung 41) abgebildet [€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.]	
Senkung N-Überschüsse				
Gesamt		50 ⁵		1,7*
Abbau Sicherheitszu- schläge Mineraldüngung	-56 – 24	n.b.	-30	0,2 ^{12,*}
Emissionsarme Ausbrin- gung	187	40 – 200 ^{5,6}	100	0,3 ⁵
Precision Farming (20 % der Ackerflächen) ⁹	-250 – 154	51 – 327 ⁵	100	0,06*
Leguminosen in der Fruchtfolge (Grün- und Ackerland)	-180 – 520	n.b.	75	0,6*
Tierhaltung				
Gesamt				0,3 – 1,0 ²
Emissionsarme WD-Lage- rung	-4 – 10	40 – 130 ^{5,6}	40	0,3 ^{5,10}
Güllezusätze (50 % des WD-Anfalls)	60 ⁷	n.b.	60	2,0*
Emissionsarme Stall- systeme / Offenställe	10 – 120	125 ¹	100	0,4*
N-angepasste Fütterung Rind / Schwein	-94 – 12	0 ⁵	0	-0,3 ^{13,*}
Erhöhung der Lebens- leistung / Gesundheits- management	-200 – 0	n.b.	-100	0,1 ¹
Erhöhung der Weide- zeiten	-515 – -96	n.b.	-100	0,3 ⁸
Biogasanlagen				
Ausbau WD-Vergärung (50 % des anf. WD)	n.b.	75	75	2,4*
Gasdichte Abdeckung	3 – 84	50 ¹	50	0,7*
Vergärung von Neben- ernteprodukten (Rüben- blatt und Stroh)	n.b.	n.b.	50	-0,6 – 0,1 ^{13,*}

Maßnahme	Minderungskosten			Minderungspotenzial ¹² für DE
	Spanne internationale Literatur	Spanne deutsche Literatur	in der GKK (Abbildung 41) abgebildet	
Änderungen des Substratinputs	115	n.b.	-	-0,4 – 0,1 ¹³
Biokraftstoffe***				
Biokraftstoffe	90 – 217	n.b.	150	1 ¹¹
Ökolandbau				
Ausweitung des Flächenanteils auf 20 %	n.b.	50	50	1,6*
LULUCF				
Wiedervernässung von Moorböden (5 %) ⁴	11 – 270	27 – 107 ¹	100	1,5 – 3,4 ⁴ (2,5)
Erhaltung von Dauergrünland	3 – 120	15 – 60 ⁵	50	2,5 – 3,1 ⁵ (2,8)

¹ Osterburg et al. (2019); ² Doms et al. (2022); ³ UBA (2022c); ⁴ BMUB (2014); ⁵ Osterburg et al. (2013); ⁶ Döhler et al. (2021); ⁷ eigene Berechnungen, DöhlerAgrar; ⁸ Pellerin et al. 2017.

⁹ 20 % der deutschen Ackerflächen entsprechen 2,9 Mio. ha (Destatis (2024a). Bei einem Einsparpotential von 0,3 t CO₂-Äq. ha⁻¹ bei Anwendung von teilflächenspezifischer Düngung⁵ entspricht dies einem Gesamtminderungspotenzial von 0,9 Mio. t CO₂-Äq.

¹⁰ Das Potenzial für emissionsarme Ausbringung und WD-Lagerung wird in Osterburg et al. (2013) als aggregiertes Minderungspotenzial von 0,6 Mio. t CO₂-Äq. angegeben.

¹¹ Geschätztes Minderungspotenzial für den Einsatz von Biokraftstoffe in der Landwirtschaft.

¹² Fett gedruckte Werte werden für die Grenzkostenkurve verwendet.

¹³ Negative Werte (Steigerung statt Minderung THG-Emission) wurden nicht in die Grenzkostenkurve aufgenommen.

* Berechnungsergebnisse E-MoLL.

Auf Basis der Minderungskosten gemäß Literaturrecherche und dem Minderungspotenzial nach E-MoLL-Berechnung wurde eine Klassierung für die in E-MoLL betrachteten Maßnahmen vorgenommen (Tabelle 112). Die Ergebnisse wurden außerdem in einer Grenzkostenkurve (Abbildung 41) dargestellt.

Zur Kategorisierung der Kosten in niedrig, moderat und hoch wurde die aktuelle CO₂-Bepreisung nach dem Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG, i.d. Fassung vom 13.02.2022) herangezogen. Bei weniger als 10 € t⁻¹ CO₂-Äq. werden Kosten als gering eingestuft, als moderate Emissionsminderungskosten werden 50 € t⁻¹ CO₂-Äq. gewählt entsprechend dem Mittel des CO₂-Preises für 2024 und 2025 (45 und 55 € t⁻¹ CO₂-Äq.). Ab 50 € t⁻¹ CO₂-Äq. gelten Minderungskosten als moderat bis hoch, ab 100 € t⁻¹ CO₂-Äq. als hoch. Auf die Bewertung nach den Treibhausgasfolgekosten wurde verzichtet, weil diese Kostenberechnungen je nach Methode und Betroffenheit sehr unterschiedliche Folgekosten ergeben, die um eine Größenordnung auseinanderliegen. Das Umweltbundesamt empfiehlt auf Grundlage der Methodenkonvention für im Jahr 2023 emittierte Treibhausgase einen Kostensatz von 250 € t⁻¹ CO₂-Äq. zu verwenden (1 % Zeitpräferenzrate) (UBA 2024b). Bei einer Gleichgewichtung Klimawandel-verursachter Wohlfahrtseinbußen heutiger und zukünftiger Generationen (0 % Zeitpräferenzrate) ergibt sich ein Kostensatz von 860 € t⁻¹ CO₂-Äq.

Als effizienteste und effektive Maßnahmen (solche mit hohem Potenzial bei niedrigen bis moderaten Kosten) sind die „Senkung der N-Überschüsse (Abbau von Sicherheitszuschlägen, Optimierung der Planung)“, der „Tierbestandsabbau durch Umsetzung von Tierwohlmaßnahmen“ und die „Erhöhung der Wirtschaftsdüngervergärung“ zu nennen (Tabelle 112).

Folgende Erkenntnisse lassen sich aus der Literaturrecherche und den E-MoLL-Berechnungen ableiten:

- Anhand der Literaturlauswertung lässt sich eine erste Einschätzung der Kosteneffizienz der Projektmaßnahmen vornehmen (Tabelle 112).
- Die Veröffentlichungen weisen große Unterschiede hinsichtlich Methodik, Transparenz und Nachvollziehbarkeit auf.
- Für die konsistente Berechnung von Minderungskosten müssen präzise Annahmen getroffen und die Systemgrenzen definiert werden. Das wird in den ausgewerteten Veröffentlichungen nicht immer eindeutig bzw. nachvollziehbar beschrieben.

Tabelle 112: Einschätzung des THG-Minderungspotenzials der Projektmaßnahmen (E-MoLL) und deren Kosten¹ (abgeleitet aus der Literaturlausanalyse).

Potenzial ²	Kosten ¹		
	Negativ bis gering	Moderat	Hoch
Gering	Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen N-reduzierte Fütterung (Mastschweine/Milchkühe) Erhöhung der Lebensleistung/mehr Laktationsphasen Förderung von Mehrnutzungs-rindern Erhöhung der Weidezeiten	Emissionsarme WD-Lagerung (Gülleklärung, etc.) Gasdichte Gärrestlager Leguminosen in der Fruchtfolge Vergärung von Nebenernteprodukten	Senkung der NH ₃ -Emissionen durch DüV (emissionsarme Ausbringung/Ansäuerung vor Ausbringung) Emissionsoptimierte Offenställe
Moderat		Ausbau des Ökolandbaus Güllezusätze	Optimierung des Wirtschaftsdünger-Managements (schnellere Entmistung, verbesserte Reinigung etc.)
Hoch	Senkung der N-Überschüsse (Abbau von Sicherheitszuschlägen, Optimierung Planung) Tierbestandsabbau durch Umsetzung von Tierwohlmaßnahmen	Steigerung der Vergärung von Wirtschaftsdünger	

¹ Bewertung der Kosten anhand eines Kohlenstoffpreises von 50 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Mittel aus 45 und 55 € t⁻¹ CO₂-Äq. in 2024 und 2025). Bei weniger als 10 € t⁻¹ CO₂-Äq. werden Kosten als gering eingestuft, als moderate Kosten gelten 50 € t⁻¹ CO₂-Äq., ab 50 € t⁻¹ CO₂-Äq. als moderat bis hoch, ab 100 € t⁻¹ CO₂-Äq. als hoch.

² Bei weniger als 1 Mio t CO₂-Äq. a⁻¹ wird das Potenzial als gering eingestuft, als moderates Potenzial gelten 1 – 2 Mio t CO₂-Äq. a⁻¹, bei größer 2 Mio t CO₂-Äq. a⁻¹ gilt das Potenzial als hoch.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar), abgeleitet aus Literaturlausanalyse (Tabelle 111).

Aus der Literaturrecherche für Deutschland abgeleitete „Grenzkostenkurve“

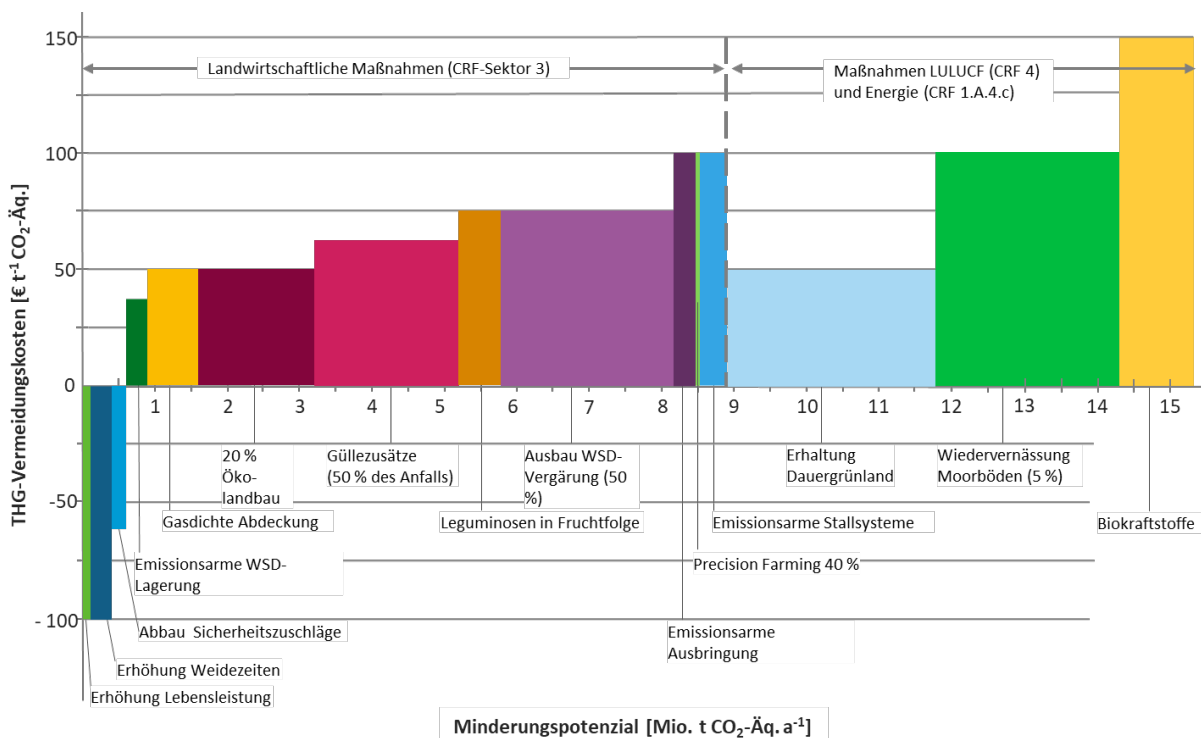
Zur Visualisierung der Minderungskosten bzw. Einsparungen (negative Kosten) gemäß Literaturrecherche und dem Minderungspotenzial nach E-MoLL-Berechnung wurde schließlich eine Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung erstellt (Tabelle 111). Die GKK umfasst auch Minderungsmaßnahmen, die im vorliegenden Vorhaben nicht behandelt wurden. Darüber hinaus wurden auch Minderungsoptionen anderer Quellkategorien (LULUCF, Energieeinsatz) mit aufgenommen. Aus der Grenzkostenkurve (Abbildung 41) lassen sich folgende Erkenntnisse schließen.

Die kosteneffizientesten Maßnahmen ($< 0 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) sind das Gesundheitsmanagement von Nutztieren, die Verlängerung von Weidezeiten und der Abbau von N-Sicherheitszuschlägen bei der Mineraldüngung. Die genannten Maßnahmen bei der Nutztierhaltung zeigen allerdings ein vergleichsweise geringes Potential und sind für eine detailliertere Kostenberechnung aufgrund der Vielzahl der beeinflussenden Faktoren, die zu berücksichtigen sind, nur bedingt geeignet.

Maßnahmen mit großem Potential bei gleichzeitig moderaten Kosten ($< 100 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) sind die Behandlung der flüssigen Wirtschaftsdünger (WD) mit Methanogenese-hemmenden Stoffen (50 % der flüssigen WD), die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen (50 % der WD) oder auch die Ausweitung des ökologisch bewirtschafteten Flächenanteils auf 20 %.

Emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngemitteln (Ammoniakemissionen) und emissionsarme Stallsysteme sowie Precision Farming sind Maßnahmen mit geringerem Potential, aber relativ hohen Emissionsminderungskosten von rd. $100 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$

Abbildung 41: Grenzkostenvermeidungskurve für Deutschland mit Werten aus der Literatur und Projektergebnissen.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar) abgeleitet aus Literaturanalyse und den Projektergebnissen zum Minderungspotenzial (Daten von Uni Gießen) (Tabelle 111).

Die spezifischen Kosten von Minderungsmaßnahmen außerhalb des landwirtschaftlichen Sektors (Maßnahmen im LULUCF-Sektor) sind vergleichsweise hoch, bieten aber möglicherweise

großes Potenzial. Biodiesel als Kraftstoffalternative weist unter den gegebenen Rahmenbedingungen (Beimischung zu Dieselkraftstoff) für den Agrarbereich geringes Potenzial auf. Potenziell technisch möglich ist die Selbstversorgung mit Diesel, die Sinnhaftigkeit dieser Option wird jedoch kontrovers diskutiert (siehe Kap 3.4).

4.3 Methodik zur Berechnung von THG-Minderungskosten

4.3.1 Grundsätzliches Vorgehen

Reduktionspotenzial und Aktivitätsdaten

Die Reduktionspotenzialbestimmung erfolgt in diesem Vorhaben über das Kalkulationsmodell EMMA-L-NC für das Zieljahr 2030, die Minderungsmaßnahmen werden gegen die Baseline-Projektion für 2030 bilanziert (Kap. 2.2). Mit den Szenarien-Projektionen wird angestrebt, Doppelzählungen bzw. Überschneidungen oder Abhängigkeiten zwischen den Maßnahmen zu vermeiden. Dies ist nicht nur für eventuelle Doppelzählungen von Potenzialen wichtig, sondern insbesondere für die Ermittlung der THG-Minderungskosten. Abgrenzen lassen sich Maßnahmen methodisch dann voneinander, wenn sie eindeutig einer Technik oder einer Verhaltensweise zuzuordnen sind. Insbesondere bei Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffemissionen ist dies nicht immer einfach möglich, beispielsweise wirkt eine Maßnahme wie die N-Steuer auf diverse Medien sowie Akteure auch außerhalb des produzierenden Sektors, was komplexe Berechnungen und Unschärfen nach sich zieht.

Aus dem Modell EMMA-L-NC werden sämtliche Aktivitätsdaten entnommen wie Tierzahlen, Anbauflächen für Ackerkulturen, Tierleistungen, Erträge, N-Aufwendungen, N-Einsparungen und N-Fixierung. Da das Modell EMMA-L-NC unabhängig von Produktionsverfahren auf der stofflichen Ebene operiert, muss für die weitergehende Kostenanalyse ein Bezug zu definierten Produktionsverfahren hergestellt werden.

Maßnahmenkosten und Minderungskosten

Bei den ökonomischen Betrachtungen ist es unter den gegebenen Rahmenbedingungen in diesem Vorhaben nicht möglich, die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur in Gänze abzubilden. Daher werden subjektiv typische mittlere Betriebsbedingungen (beispielsweise für die Mechanisierung und Tierplatzzahlen) ausgewählt. Bei den gegebenen, großen Spannen in der deutschen Landwirtschaft ist hiermit bereits eine signifikante Unschärfe bei den Berechnungen impliziert.

Für die ökonomische Analyse werden überwiegend Differenzkostenrechnungen auf der Verfahrensebene (z. B. Produktionsverfahren Winterweizen, Produktionsverfahren Mastschweine) eingesetzt. Betrachtet werden sowohl Kosten und Mehrkosten, aber auch Erlöse und Erlösdifferenzen. Die Einbeziehung von Erlösen ermöglicht die Ermittlung von Gewinndifferenzen, die dann vereinfachend als Kostendifferenz oder als Mehraufwendung bzw. Mehrkosten in die THG-Minderungskosten eingehen. Als Beispiel sei die Tierhaltung im Ökologischen Landbau (ÖL) genannt, die durch höhere Kosten im Vergleich zur konventionellen Tierhaltung, jedoch auch durch höhere Produktpreise/Erlöse gekennzeichnet ist. Würde alleine die Kostenseite berücksichtigt, ergäben sich sehr hohe Minderungskosten. Entsprechend führt die Einbeziehung der Erlöse führt zu niedrigeren Minderungskosten.

Kosten und Erlöse werden aus den bestehenden und regelmäßig aktualisierten KTBL-Anwendungen "Leistungskostenrechner Tierhaltung" (KTBL, 2023) sowie "Leistungskostenrechner Pflanzenbau" entnommen (KTBL, 2022c). Die Kosten-/Erlösangaben erfolgen mit Preisen von 2022. Diese Anwendungen dienen der Vorplanung und zum Vergleich von Produktionsverfahren und geben Kenngrößen der Leistungs-Kostenrechnung für konventionelle oder ökologische Wirtschaftsweisen aus.

Aus dem KTBL-Datensystem werden Verkaufspreise, Direktkosten sowie variable und fixe Maschinen- und Lohnkosten (z. B. Produktionsverfahren Winterweizen, Produktionsverfahren Mastschweine) sowie monetäre Leistungen entnommen (z. B. Produktionsverfahren Winterweizen, Produktionsverfahren Mastschweine) und mit den Aktivitätsdaten des Modells EMMA-L-NC verrechnet. Des Weiteren bietet die Methodik die Möglichkeit, die Produktionskenndaten zu parametrisieren; Schlaggröße, Hof-Feld-Entfernung und leistungsbezogener Mechanisierungsgrad können differenziert ausgegeben werden. Für die nationalen Kostenberechnungen wird ein durchschnittlicher Mechanisierungsgrad von 102 kW und eine Schlaggröße von 5 ha angenommen, welcher eine Hof-Feld-Entfernung von 3 km zugeordnet wird (KTBL 2020b). Zudem wird ein mittleres Ertragsniveau zugrunde gelegt. Diese verfahrensbezogenen ökonomischen Kenngrößen werden auf die nationale Ebene extrapoliert.

Für die Berechnungen mit KTBL-Berechnungswerkzeugen (KTBL 2022b, 2022c, 2023c) werden als ökonomische Kenngrößen die Einzelkostenfreie Leistung (EKfL) und die Direkt- und Arbeitskostenfreie Leistung (DAKfL) genutzt. Dies hat pragmatische Ursachen, da im KTBL-Datensystem für die Nutztierhaltung mit EKfL und im Pflanzenbau mit DAKfL (z.B. bei der Option ÖL oder Körnerleguminosen) operiert wird.

Nur ein Teil der Berechnungen kann mit KTBL-Werkzeugen durchgeführt werden (ÖL Tierhaltung und Pflanzen, Backweizen, Leguminosen, Substratberechnung für Biogasanlagen), für alle anderen Berechnungen werden eigene Methoden genutzt bzw. werden diese fortentwickelt (hier Döhler et al.; Döhler und Döhler; Döhler et al. 2022) oder es werden eigens für das Vorhaben Methoden entwickelt und hierfür die erforderlichen Daten recherchiert.

Aus den Kostenberechnungen gehen die Maßnahmenkosten auf Bundesebene hervor, sie sind für die EKfL- und DAKfL-Berechnungen die Differenz von Leistungen (Erlösen, bspw. durch den Verkauf von Energie oder von landwirtschaftlichen Produkten) und Kosten (bspw. Investitionen, Zukauf von Betriebsstoffen etc.) zwischen der Baseline-Projektion 2030 und den Szenarien mit Maßnahme. Im nächsten Schritt werden eventuelle Kosteneinsparungen (bspw. durch Einsparung von Mineraldünger) berücksichtigt. Diese Parameter sind im Einzelnen in den folgenden Unterkapiteln beschrieben. Kosten/Leistungen bzw. Kostendifferenzen und Maßnahmenkosten werden in Euro pro Jahr angegeben, da immer mit Jahreswerten operiert wird; auf diese Angabe wird im Folgenden verzichtet.

Unter Einbeziehung der THG-Minderungspotenziale, die von EMMA-L-NC ausgegeben werden, und der nationalen Mehrkosten werden die Emissionsminderungskosten berechnet (Formel 8).

Formel 8: Berechnung der Emissionsminderungskosten.

$$\text{Emissionsminderungskosten} = K / P$$

mit:

Emissionsminderungskosten der Maßnahme in Euro pro Tonne CO₂-Äquivalente

K = Maßnahmenkosten in Euro

P = Minderungspotential der Maßnahme in Tonnen CO₂-Äquivalente

Alle Berechnungen wurden mit Kosten- und Preisdaten aus dem Jahr 2023 durchgeführt. Preissteigerungen wurden nicht berücksichtigt.

Allokation

Bei der Bewertung von THG-Quellen im Energiesektor mit Mehrfachnutzung stellt sich grundsätzlich das Problem der Aufteilung der Emissionen auf die jeweiligen Produkte. Als Beispiel

kann die Kraft-Wärme-Kopplung dienen, die zum einen elektrische Arbeit sowie Nutzwärme produziert. Für die Aufteilung bzw. Zuordnung der Emissionen auf die beiden Produkte existiert keine standardisierte Berechnungsvorschrift, sondern es werden unterschiedliche, nebeneinander gültige Zurechnungsschlüssel verwendet.

Für die Bewertung der THG-Minderungskosten ergibt sich analog dazu das Problem der Zuordnung der Kosten bei solchen Maßnahmen, die nicht allein die THG-Vermeidung zum Ziel haben. Beispielsweise haben Maßnahmen zur Emissionsminderung von Ammoniak einen signifikanten Nebeneffekt auf die THG-Minderung über die Vermeidung indirekter Lachgasemissionen. Die Zuordnung eines Teils der Kosten dieser Maßnahmen für die THG-Minderung ist demnach begründet. Ähnlich verhält sich dies beim Ökologischen Landbau, der einen signifikanten THG-Minderungsbeitrag leistet, jedoch überwiegend aus anderen Motiven (Umweltentlastung durch Verzicht auf chemische Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel, Biodiversität, Grundwasserschutz) umgesetzt wird.

Weil eine anerkannte Allokationsmethode für THG-Minderungskosten nicht existiert, wird im Vorhaben eine Methode auf Basis einer subjektiven Einschätzung zur Aufteilung zu den jeweiligen Maßnahmenzielen vorgenommen. Die Allokationsregel wird bei jeder Maßnahme ausgewiesen, so dass die Maßnahmenkosten oder Minderungskosten ohne Anwendung einer Allokation transparent sind. Da bislang keine anerkannte Methodik zur Kostenallokation von THG-Minderungsmaßnahmen existiert, wurde im Projekt ein erster Ansatz mit subjektiv festgelegten Anteilen verfolgt. Hier liegt Abstimmungsbedarf in der Agrar- und Umweltökonomie vor.

Unsicherheiten

Abschließend muss zur Methodenbeschreibung der Kostenanalyse darauf hingewiesen werden, dass die Berechnung von Minderungskosten mit signifikanten Unsicherheiten behaftet ist, auch wenn sich die Projektion nur über relativ kurze Zeiträume erstreckt. Wie auch bei ökonomischen Analysen in anderen Zusammenhängen gibt es mehrere Tatbestände und Umstände, in deren Folge die Berechnungsergebnisse nur schwer interpretier- und vergleichbar sind.

- ▶ Investitionen können in der Regel gut abgeschätzt werden, jedoch bestehen häufig Unsicherheiten bei Marktpreisen für Betriebsmittel und Verkaufsprodukten und ggfs. für den Arbeitszeitbedarf. Wenn ein oder mehrere Produkte Preisvolatilitäten unterliegen, ist es kaum möglich, die THG-Minderungskosten zur Preisentwicklung über die Nutzungsperiode einer Technik zuverlässig zu prognostizieren.
- ▶ Jegliche Veränderungen in der Sektorstruktur (z. B. Fördermaßnahmen) und auf den Absatzmärkten wirken sich auf die Produktion und auf die Wahl von Produktionsverfahren aus.
- ▶ Bei der Berechnung der THG-Minderungskosten für diverse Maßnahmen können die Investitionen im Einzelfall unberücksichtigt bleiben, wenn mit bestehenden Techniken durch Managementanpassungen oder Nachrüstungen THG-Minderungen erzielt werden. Die fixen Kosten oder ein Teil derer müssen dann nicht der THG-Maßnahme zugeordnet werden und führen zu niedrigeren Minderungskosten. Dies erschwert die Vergleichbarkeit von Berechnungen.
- ▶ Wurden im oben genannten Fall die Techniken mit Subventionen gefördert (z. B. EEG), ist es methodisch schwierig, diese in der Berechnung einzupreisen.
- ▶ Mit Kostenberechnungen schwer bestimmbar sind die Einflüsse von Minderungstechniken, die zu geringeren Produktionsmengen auf nationaler Ebene führen. Gegebenenfalls müssen

die Mindererträge durch Zukäufe (Importe) aus anderen Staaten kompensiert werden, womit zusätzliche Kosten entstehen oder wodurch Emissionen ins Ausland verlagert werden, die in ökonomischen Berechnungen nur sehr aufwändig berücksichtigt werden können.

- ▶ Schwierig zu bestimmen sind finanzielle Risiken – faktisch also Kosten, von denen nicht sicher ist, ob sie auftreten werden. Solche Risiken werden daher meist vernachlässigt.
- ▶ In die Berechnungen gehen diverse Grundannahmen (Rahmenbedingungen) ein, die das Resultat stark beeinflussen.
- ▶ Eine Reihe von Maßnahmen haben lediglich einen THG-Nebennutzen oder auch ggfs. Negative Nebenwirkungen, die über die THG-Minderungskosten nicht erfasst sind, aber dennoch die Entscheidungen der Akteure beeinflussen.
- ▶ Je nachdem, ob die Berechnung für die Konsumentenschaft, Betriebe, den Staat oder die gesamte Volkswirtschaft gemacht wird, können unterschiedliche Resultate entstehen, weil unterschiedliche Faktoren bei der Kostenanalyse berücksichtigt werden müssen.

Diese und weitere Faktoren führen dazu, dass verschiedene Autoren bzw. Untersuchungen zu deutlich unterschiedlichen Werten der THG-Minderungskosten gelangen können, sie müssen daher bei der Interpretation der Resultate berücksichtigt werden.

4.3.2 Methodik M1: Senkung der N-Überschüsse, Ammoniak- und Lachgasemissionen

Die DüV zielt auf das Vermindern von stofflichen Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ab und verfolgt unmittelbar keine Klimaschutzziele. Zwar lassen sich die N-Überschüsse über Bilanzierungen quantitativ berechnen, jedoch ist nicht im Detail nachzuvollziehen, mittels welcher Maßnahmen und Techniken der Rückgang der N-Überschüsse im Einzelnen erreicht wird. Zur Berechnung der Kosten für den Abbau von N-Überschüssen wird daher angenommen, dass die Hälfte der Flächen aufgrund der Regelungen der DüV bereits optimiert gedüngt wird. Dieser Rückgang führt zwar zu Mehrkosten für den Agrarsektor (z. B. Ausbringung von Gülle mit emissionsarmer Technik), da diese Techniken jedoch gesetzlich vorgeschrieben sind, werden diese als kostenneutral angesehen.

4.3.3 Methodik M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung

Zur Berechnung der Minderungskosten bei einem vermehrten Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen wird vereinfachend eine Modellbiogasanlage mit einer elektrischen Leistung von 500 kW generiert, auf die die national eingesetzten Substrate kalkulatorisch verteilt werden.

Angenommen wird, dass in der Referenzbiogasanlage eine Substratmenge von 17.200 t vergoren wird, dem EMMA-L-NC-Modell werden die Inputmengen der Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen, die Gärrestanfallmengen, der Anteil der gasdicht abgedeckten Gärrestmengen sowie die generierte Strommenge der Szenarien entnommen (M2, Anteil des vergorenen Wirtschaftsdüngers in Szenario 1: 30 %, Szenario 2: 50 %, Szenario 3: 70 %; Szenario 4: 63 %). Weitere Parameter, die Einfluss auf die Kostenstruktur nehmen, werden aus den Daten des KTBL-Biogasrechners (KTBL 2022c) ermittelt. Für jedes Szenario wird mithilfe der Web-Anwendung eine exemplarische Modellanlage generiert. Anhand der jährlichen Inputmengen und der nationalen Substratzusammensetzung der Baseline-Projektion sowie der Szenarien (EMMA-LN-C) kann die Substratzusammensetzung der Modellanlagen bestimmt werden und in die Anwendung eingegeben werden. Angenommen wird eine bis Juli 2014 in Betrieb genommene Anlage mit Vor-Ort-

Verstromung mit 8.000 Vollbenutzungsstunden pro Jahr. Wie oben angesprochen wird angenommen, dass die Bestandsanlagen Deutschlands für den vermehrten Einsatz von Wirtschaftsdünger genutzt werden.

Die Erlöse aus dem Betrieb der Anlage setzen sich aus dem Verkauf von Strom und Wärme zusammen. Es wird ein Stromeigenbedarf von 8 % (KTBL 2022c) und eine vom Szenario abhängige Einspeisevergütung nach EEG 2012 zugrunde gelegt (Kapitel 4.4.2). Wärmeenergie wird zu einem Preis von 2 ct pro thermische Kilowattstunde verkauft.

Mit dem Kalkulationssystem werden die anlagenspezifischen Werte für die produzierte Wärmemenge, den Gärrestlagerbedarf und die Höhe der Vergütung des produzierten Stroms abhängig vom Substratmix und dem Jahr der Inbetriebnahme ausgegeben. Die Übertragung auf die nationale Ebene erfolgt anhand eines Proportionalitätsfaktors, der aus dem Quotienten der national erzeugten Menge an Stromäquivalenten abzüglich des Eigenbedarfs (8 % der erzeugten Strommenge) und der Modellanlagen abgeleitet wird. Mit diesem Faktor werden die national erzeugte Wärmemenge sowie der Gärrestlagerbedarf ermittelt. Unter der Annahme, dass der Gärrestlagerbedarf im Baseline-Szenario für die anfallende Gärrestmenge ausreicht, kann der zusätzliche Lagerbedarf mit diesem Ansatz bestimmt werden.

Bei der Berechnung der Substrat- und Transportkosten wird vereinfachend davon ausgegangen, dass ausschließlich Rindergülle und Maissilage, stellvertretend für den Wirtschaftsdünger- bzw. Energiepflanzenmix in den Biogasanlagen, vergoren werden. Für den Zukauf des Wirtschaftsdüngermix wird ein Preis von 1 € t⁻¹ FM angenommen, Maissilage wird mit 40 € t⁻¹ FM zugekauft (KTBL 2022c). Es wird weiter davon ausgegangen, dass die Transportdistanz für Wirtschaftsdünger maximal 10 km beträgt. Überregionale Transporte, wie sie in Gülleüberschussregionen üblich sind, werden nicht berücksichtigt. Des Weiteren wird mit steigendem Wirtschaftsdüngeranteil in der Vergärung angenommen, dass sich die Transportstrecken verlängern (Tabelle 113). Für den Transport von Maissilage werden keine Mehrkosten berechnet, es wird davon ausgegangen, dass diese regional verfügbar und mit dem Einkaufspreis für Mais abgedeckt sind. Für die Applikation der Gärreste (Transport bis zum Feldrand, Befüllung und Ausbringung) werden Kosten in Höhe von 5 € m⁻³ veranschlagt (Döhler et al. 2024). Auf die Berechnung des Szenario 4 (63 % Wirtschaftsdünger-Vergärung) wird aufgrund der Ähnlichkeit zum Szenario mit 70 % verzichtet, eine Abstufung in 20 %-Schritten ist aussagekräftiger.

Tabelle 113: Annahmen zur Berechnung der Kosten der Wirtschaftsdüngertransporte.

Anteil der anfallenden Wirtschaftsdünger in der Vergärung [%]	Transportentfernung [km]	Transportkosten [€ t ⁻¹] ¹
30	5	0,85
50	7,5	0,75
70	10	0,75

¹ Abgeleitet aus Döhler et al. (2022).

Mit der Zunahme der Gärrestmasse aufgrund des steigendem Wirtschaftsdüngeranteils in der Biogasanlage nimmt der Bedarf für das Lagervolumen für Gärreste zu. Dieser Bedarf wird aus der Mindestlagerkapazität für die Szenarien abgeleitet, die Investitionen für den zusätzlichen Lagerbedarf werden auf 40 € m⁻³ veranschlagt (Döhler et al. 2022).

Der Anteil der abgedeckten Gärrestlager wird der Baseline-Projektion entnommen. Diese Lagerabdeckung bleibt bei Umsetzung der Maßnahme erhalten. Mithilfe des zusätzlichen Gärrestlagerbedarfs wird die Menge der Gärreste bestimmt, die gasdicht abgedeckt werden müssen. Bei

einer Abdeckung des Lagers, mindestens mit einem Zeltdach, werden basierend auf (Döhler et al. 2022) Kosten in Höhe von 11,09 € m⁻³ Gärrest zugrunde gelegt. Für das Lager und dessen gasdichte Abdeckung werden eine Nutzungsdauer von 20 Jahren und Unterhaltungskosten von 1 % der Investition angesetzt.

Der Bedarf für zusätzlich benötigten Gärrestlagerraum wird auf Basis des Biogasanlagenmodells vereinfachend mit einem Proportionalitätsfaktor über die erzeugte Strom- und Wärmemenge ermittelt.

4.3.4 Methodik M3: Ausweitung des Ökolandbaus

Die Mehrkosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus und der ökologischen Tierhaltung werden getrennt berechnet.

4.3.4.1 Ökologischer Pflanzenbau

Zur Ermittlung der Emissionsminderungskosten bei Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus werden übergeordnet die Veränderungen von Erlösen und Kosten durch die Veränderung der Anteile der Anbausysteme anhand der nationalen Datenbasis betrachtet. Dabei werden die Erlöse durch den Verkauf von konventionellen resp. ökologischen Produkten den Kosten für die Bewirtschaftung der Flächen gegenübergestellt und mit der Baseline-Projektion verglichen.

Aufgrund der geringen Anbauflächen und des daraus resultierenden geringen Einflusses auf die Emissionen und das Minderungspotenzial wird der Gemüseanbau bei der Berechnung der Kosten nicht miteinbezogen.

Datengrundlage

Grundlage für die Kostenberechnungen bietet KTBL (2022b) (Kapitel 4.3.1). Bei der Berechnung der Kosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus werden die Mechanisierungsstufen 67, 102 und 200 kW berücksichtigt.

Im Anhang (Tabelle 153) befindet sich eine Auflistung der berücksichtigten Kulturen und den zugeordneten Kulturpflanzen des Leistungskostenrechners. In einigen Fällen müssen aufgrund abweichender Datenstrukturen oder -grundlagen gesonderte Annahmen getroffen werden, welche an dieser Stelle erläutert werden.

Ableitung der kulturspezifischen N-Düngermenge

Der kulturspezifische Stickstoffbedarf konventioneller Kulturen wird anhand von Daten aus dem Projekt DüngEval (Häußermann et al. im Druck) abgeleitet, da davon ausgegangen wird, dass KTBL (2022b) bedarfsorientierte Werte angibt und die tatsächlichen Düngemengen daher unterschätzt werden. DüngEval liefert die N-Zufuhr differenziert nach Düngerart und Kultur. Ausgehend von einem Stickstoffgehalt im KAS-Dünger von 27 % wird die aufgebrachte Mineraldüngermenge bestimmt.

Es wird davon ausgegangen, dass die organischen Dünger kostenneutral beschafft werden können, daher werden diese in den Kostenberechnungen nicht weiter berücksichtigt.

Die zugrunde gelegten Daten können im Rahmen dieser Ausarbeitung nicht im Detail aufgelistet werden. Tabelle 114 zeigt eine Zusammenstellung der benötigten Datensätze, deren Herkunft und weitere Annahmen.

Tabelle 114: Datenherkunft und Annahmen zur Berechnung der Kosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus.

Parameter	Datenherkunft	Weitere Annahmen
Fläche und Ertrag	EMMa-L-NC	Kulturspezifisch
Verkaufspreis Produkte	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch
Maschinenkosten und -bedarf	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch
Arbeitsbedarf	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch
Saatgutkosten und -bedarf	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch
Bedarf N-Dünger – KAS (27 % N)	DüngEval	Kulturspezifisch
KAS – Preis	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	0,24 € kg ⁻¹
Sonstige mineralische Dünger ¹ und Kalk sowie deren Bedarf	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch
Weitere Pflanzenschutzmaßnahmen	Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau	Kulturspezifisch

¹ Je nach Verwendungsempfehlung von KTBL (2022b) handelt es sich hier um PK- oder Kalimagnesia-Dünger.

Problematik der ökonomischen Bewertung der Minderungskosten des ökologischen Landbaus

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz der Bundesregierung (WBAE 2016) sieht auf Basis der verfügbaren Analysen in der Maßnahme ökologischer Landbau (neben Biokraftstoffen und dem vermehrten Anbau Leguminosen) keinen eindeutigen Beitrag zum Klimaschutz, da diese mit einer Reduktion der landwirtschaftlichen Erzeugung in Deutschland einhergehen. Wenn sich nicht gleichzeitig der Konsum von Lebensmitteln im Inland verändert, besteht gemäß WBAE die Gefahr, dass THG-Emissionen lediglich ins Ausland verlagert werden, da die Konsumnachfrage dann verstärkt über Importe gedeckt wird. Das Thünen-Institut (Osterburg et al. 2019) interpretiert danach folgend den ökologischen Landbau als Extensivierungsmaßnahme mit abnehmender inländischer Produktion und potenziellen Importen zum Ausgleich des Produktionsrückgangs. Bei gleicher Nachfrage nach Agrarprodukten kann es nach Osterburg et al. (2019) folglich zu Leakage-Effekten kommen, welche die Netto-Klimaschutzwirkung schmälern oder aufheben können. Daraus leiten Osterburg et al. (2019) eine Grundproblematik bei der Bewertung der THG-Vermeidungskosten des ökologischen Landbaus, aufgrund der verschiedenen Umweltziele, ab. Die auf Basis der Flächenprämien berechneten THG-Vermeidungskosten (n. Osterburg et al. 2019) liegen demnach bei knapp 240 (nur THG-Emissionen der Landwirtschaft) bzw. 140 € t⁻¹ CO₂ -Äq. (einschließlich der THG-Wirkungen des Humusaufbaus). Mit Berücksichtigung von Leakage-Effekten und der Verringerung der N-Düngernachfrage liegen die Vermeidungskosten n. Osterburg et al. (2019) bei 250 bis 410 € t⁻¹ CO₂ -Äq.

Auf der anderen Seite sind diesen THG-Vermeidungskosten die geringeren externen Umweltkosten des ÖL gegenüberzustellen. Das Umweltbundesamt (2022) beziffert die Umweltkosten durch die Ausbringung von Stickstoff auf durchschnittlich 11,23 € pro kg N. Setzt man für Ökobetriebe eine um rd. 100 kg N ha⁻¹ geringere N-Düngung an (vgl. Hülsbergen et al. 2023), dann werden allein durch diese externe Leistung des Ökolandbaus Umweltkosten in Höhe von mehr als 1000 € ha⁻¹ gespart. Hülsbergen et al. (2023) zufolge liegen bei Annahme mittlerer Umweltkosten für die Stickstoff- und THG-Emissionen die Kosteneinsparungen durch ökologischen Landbau (im Vergleich zu konventionellen Systemen) mit 750 € ha⁻¹ a⁻¹ deutlich höher als die flächenbezogene Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland.

Gemäß der E-MoLL-Berechnungen sinkt aufgrund der geringeren Naturalleistungen bei ökologischer Wirtschaftsweise und allgemeiner Veränderungen der Produktionsstruktur bei Ausweitung des Ökolandbaus die national erzeugte Produktmenge für Futter und Lebensmittel aus Tier- und Pflanzenproduktion. Diese Produktmengendifferenz gegenüber der Baseline 2030 wird mit Daten aus E-MoLL ermittelt (Kap. 2.6.5). Im Szenario 2 der Maßnahme M3 wird für die Kostenberechnung vereinfachend davon ausgegangen, dass auch nach der Ausweitung des ökologischen Landbaus auf 20 % der LF die landwirtschaftliche Nutzfläche für die Ernährung der Bevölkerung ausreicht und dass diese Minderproduktion nicht durch Zukauf von Lebensmitteln aus dem Ausland ausgeglichen werden muss. Die Auswirkung der Minderproduktion des ÖL wird in einem Kostenszenario berechnet, wobei die Kosten für den Zukauf von Lebensmitteln einbezogen werden (Kap. 4.5).

Ermittlung der Maßnahmenkosten

Die M3-Szenarien definieren die Anteile des Ökolandbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Kapitel 2.3.4.2). Daraus ergeben sich die auf nationaler Ebene bewirtschafteten Flächen differenziert nach Wirtschaftsart.

Die hektarspezifischen Kosten (KTBL 2022b) und Leistungen (EMMa-L-NC) werden mit der jeweiligen Fläche multipliziert, woraus die Gesamtkosten und die Gesamtleistungen resultieren. Die Leistungen werden von den Kosten abgezogen, folglich ergibt sich die direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung (DAKfL) auf nationaler Ebene. Die Maßnahmenkosten ergeben sich aus der Differenz der DAKfL der Szenarien gegenüber der Baseline-Projektion.

4.3.4.2 Ökologische Tierhaltung

Datengrundlage und Ermittlung der Maßnahmenkosten

EMMa-L-NC gibt den nationalen Tierbestand differenziert nach Bewirtschaftungssystem sowie die auf nationaler Ebene produzierten Produktmengen der M3-Szenarien aus.

Grundlage der Kostenberechnungen ist das Datensystem der Web-Anwendung „Wirtschaftlichkeitsrechner Tier“ (KTBL 2023c). Die Anwendung gibt unter Angabe der Tierart, der Produktionsrichtung und des -verfahrens produktionsökonomische Kennzahlen aus. Für die Ermittlung der kalkulatorischen Mehrkosten bei Ausweitung des Ökolandbaus wird die einzelkostenfreie Leistung (EKfL) der jeweiligen Tierkategorie und Wirtschaftsart genutzt. Die EKfL-Differenz einer Tierkategorie im ökologischen und konventionellen Landbau wird dabei als „Mehrkosten“ definiert. Die Vielfalt der Stallsysteme und der Stallgrößen und Produktionsverfahren kann im Rahmen des Vorhabens nicht abgebildet werden. Daher werden jeweils zwei Stallgrößen je Tierkategorie berücksichtigt, für einige Tierkategorien liegt im KTBL Kalkulationssystem jedoch nur eine Stallgröße vor, so dass bei diesen Tierkategorien lediglich eine Stallgröße in die Berechnungen eingeht (Anhang, Tabelle 154).

Folgende Produkte der Nutztierhaltung werden berücksichtigt:

- ▶ Kuhmilch
- ▶ Rindfleisch männlicher und weiblicher Tiere
- ▶ Ferkelproduktion
- ▶ Schweinefleisch
- ▶ Hühnereier
- ▶ Hühnerfleisch
- ▶ Putenfleisch männlicher und weiblicher Tiere.

Allokation Ökologischer Landbau

Zur Berücksichtigung der Vorteilswirkungen des Ökologischen Landbaus (Klima, Biodiversität, Boden, Wasser, Tierwohl) wird bei der Berechnung der THG-Minderungskosten sowohl für die Tierhaltung als auch für den Pflanzenbau eine Allokation von 25 % vorgenommen.

4.3.5 Methodik zusätzlicher Maßnahmen

A) Bereich Düngung und Ackerbau

Gülle-Ansäuerung vor Ausbringung (ZAa)

Aus der EMMA-L-NC-Rechenmappe werden die jährlich ausgebrachten Wirtschaftsdüngermengen, zugeordnet zu den Verfahrensanteilen, in der Baseline-Projektion sowie bei Umsetzung der Maßnahme entnommen. Davon ausgehend ergeben sich die Veränderungen der Wirtschaftsdüngermengen je Verfahren. Die Kosten für die Applikationsverfahren werden aus Döhler et al. (2024) abgeleitet (Tabelle 115), dabei werden die spezifischen Kosten für die Ausbringung auf Ackerland, bewachsenem Ackerland und Grünland nicht differenziert. Das Produkt von Wirtschaftsdüngermengen und Kosten der Ausbringung ergibt die nationalen Gesamtkosten und die Mehrkosten für die Maßnahme ZAa gegenüber der Bl2030. Da die Gülleensäuerung primär eine Maßnahme zur Verringerung von Ammoniakemissionen darstellt, wird eine Allokation von 33 % der Kosten angenommen.

Tabelle 115: Ausbringkosten der berücksichtigten Verfahren für Wirtschaftsdünger 2021.

Verfahren	Ausbringkosten ¹ [€ m ⁻³]
Breitverteiler + Einarbeitung innerhalb 1 h	7,80
Schleppschlauch + Einarbeitung innerhalb 1 h	8,00
Schleppschlauch	6,80
Schleppschuh + Einarbeitung innerhalb 1 h	9,50
Schleppschuh	8,30
Schlitzverfahren/Injektion	9,60
Güllegrubber	9,60
Ansäuerung mit 2,5 L Säure m ⁻³	9,50

¹ Die Kosten beinhalten jährliche Festkosten (Abschreibung, Zinsen, Versicherung, Unterstand und Instandhaltung) sowie variable Kosten wie Kosten für Arbeit und weitere Betriebsmittel wie Diesel und Säure.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar) nach Döhler et al. (2024).

Optimierte Düngeplanung (ZAb)

Für die Kostenermittlung der Minderungsmaßnahme optimierte Düngeplanung wird davon ausgegangen, dass für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche pflanzenbauliche Zusatzberatung in Anspruch genommen wird, die Kosten von 15 € a⁻¹ verursachen soll. Da die Beratungskosten auch andere Fachbereiche als die Düngung abdecken, wird eine Allokation von 25 % der Kosten für die N-Düngung vorgenommen.

Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc)

Für die Berechnung der Kosten wird von einer sensorbasierten Präzisionsdüngung ausgegangen, wobei die jährlichen Maschinenkosten durch Investition in neue Technik den Einsparungen durch die Mineraldüngerreduktion gegenübergestellt werden. Die jährlichen Maschinenkosten

für ein Fahrzeug ergeben sich aus einer Investition in Höhe von 22.000 € (Meyer-Aurich et al. 2008; Pedersen et al. 2019), die Nutzungsdauer soll 20 Jahre betragen, Versicherungskosten betragen 1 % und Reparaturkosten 2 % (Meyer-Aurich et al. 2008) der Investition. Weiterhin wird von einer überbetrieblichen Anwendung ausgegangen, wobei ein Fahrzeug jährlich eine Fläche von 500 ha bewirtschaftet. Aus der mit Sensortechnik bewirtschafteten Fläche wird die Anzahl der benötigten Sensorgeräte errechnet. Des Weiteren wird angenommen, dass die Erträge konstant und weitere betriebliche Abläufe unverändert bleiben. Arbeitsleistungen, Arbeitszeiten und Verbräuche von Treibstoffen werden als unverändert angenommen. Da die teilflächenspezifische Düngung primär eine Maßnahme zur Optimierung der N-Düngung darstellt, wird eine Allokation von 25 % der Kosten angenommen.

Anbau von Körnerleguminosen (ZAd)

Die Verringerung der Flächen für den Anbau von Sommergetreide und die Ausweitung der Anbauflächen für Soja führen zu Veränderungen der nationalen Herstellungskosten.

Aus den E-MoLL-Berechnungen werden die Flächen und Naturalerträge der Kulturen entnommen, woraus sich die Ertragsveränderungen gegenüber der Baseline-Projektion ergeben. Die Ertragsveränderungen werden mit der jeweiligen DAKfL verrechnet (Tabelle 116), woraus sich die Veränderung der Kosten auf nationaler Ebene ergibt. Da der Anbau von Körnerleguminosen primär eine Maßnahme zur Verringerung der industriell hergestellten N-Dünger darstellt, wird eine Allokation von 33 % der Kosten angenommen.

Tabelle 116: Ertragsveränderungen bei Einsatz von Leguminosen (ZAd) und DAKfL¹.

Kultur	ZAd1 Ertragsveränderungen ggü. BI2030 [t]	ZAd2	DAKfL ¹ [€ t ⁻¹]
Sommerweizen	-38.605	-20.692	4,96
Roggen	-909.980	-487.755	-13,54
Sommergerste	-318.625	-170.785	22,98
Hafer	-193.286	-103.602	-33,48
Triticale	-439.686	-235.675	-5,65
Ackergras	-467.193	-365.723	29,08
Sojabohne	2.469.009	1.355.853	107,54

¹ Direkt- und Arbeitskostenfreie Leistung.

Quelle: DöhlerAgrar auf Basis von KTBL (2022b).

Durch den Rückgang der Flächen für die Energiepflanzenproduktion ergibt sich ein neuer Substratmix und folglich ein Rückgang der Energieproduktion. Die hierdurch entstehenden Kosten werden mit Hilfe der unter 4.3.3 beschriebenen Methodik berücksichtigt.

Ausbau des Zwischenfruchtanbaus (ZAe)

Die nationalen Anbauflächen und das Minderungspotential werden aus dem UBA-Vorhaben DüngEval übernommen. Gegenüber der Baseline-Projektion wird der Anteil der Flächen für Winterzwischenfrüchte an den Sommerungen von 41 auf 89 % erhöht. Es wird angenommen, dass die Flächen für Winterzwischenfrüchte der Baseline-Projektion und der zusätzlichen Flächen zum Anbau von Pflanzen zur Gründüngung mit Phacelia genutzt werden und durch die Gründüngung 20 kg Stickstoff pro Hektar im Boden gespeichert wird, welcher der Folgekultur

angerechnet wird. Aus der DAKfL (KTBL 2022b) und den Flächendaten ergeben sich die nationalen Mehrkosten bei Ausweitung der Flächen. Da der Ausbau des Zwischenfruchtanbaus neben der Verringerung von THG-Emissionen weitere Vorteilswirkungen aufweist (Biodiversität, Bodenhygiene, Unkrautunterdrückung), wird eine Allokation von 25 % der Kosten angenommen.

Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf)

Es wird angenommen, dass 20 % der für 2030 projizierten organischen Dünger mit Nitrifikationshemmer versetzt werden und dass die organischen Dünger gleichmäßig auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgebracht werden. Daraus ergibt sich eine mit Nitrifikationshemmstoff behandelte Fläche von 3.018.526 ha. In der Praxis eingesetzte Verfahren sind einerseits das unmittelbare Mischen des Mittels zur Nitrifikationshemmung ins Güllesilo (ZAf1) und andererseits die genaue Dosierung mit Hilfe von Dosiereinrichtungen am Gülletankwagen (ZAf2) zur gezielten Ausbringung (AgUmenda 2021).

Die Maßnahmenkosten setzen sich aus den Kosten für den Hemmstoff selbst sowie den jährlichen Gerätekosten zusammen: Der Investitionsbedarf zur Nachrüstung eines Gülletankwagens mit der Dosierungstechnik liegt bei 4.000 € (Agrarheute 2019), wofür eine Nutzungsdauer von 10 Jahre angenommen wird. Die jährlichen Wartungs-, Reparatur und Unterhaltungskosten werden mit 10 % der Investition angesetzt. Es wird von einer überbetrieblichen Nutzung ausgegangen, wobei ein Fahrzeug 500 ha bewirtschaften soll. Des Weiteren wird ein erhöhter Arbeitsaufwand von 2 h pro 1.000 L eingesetztem Mittel für Annahme und Lagerung sowie Rüstung des Fahrzeugs veranschlagt. Für ZAf1 werden bis auf die zusätzlichen Kosten für den Nitrifikationshemmstoff keine Mehrkosten aufgeschlagen. Für die Kostenberechnung werden die Anwendungsempfehlungen für die Nitrifikationshemmstoffe Piadin und N-Lock der Hersteller SKW bzw. Corteva Agriscience eingesetzt (Tabelle 117).

Tabelle 117: Produkte, Preise und Anwendungsempfehlungen für Nitrifikationshemmer.

Produkt und Hersteller	Preis [€ L ⁻¹]	Anwendungsempfehlung [L ha ⁻¹]
Piadin (SKW)	5,83	5,0
N-Lock (Corteva Agriscience)	11,57	2,5

Quelle: DöhlerAgrar nach BayWa (2024b, 2024a).

Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg)

Bei der Maßnahme zum Abbau von Sicherheitszuschlägen wird angenommen, dass dem Landwirt keine Aufwendungen (Arbeitszeit, Technik, Planung) entstehen.

Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh)

Anhand der prozentualen Verteilung der Qualitätsstufen (Kapitel 2.3.5) auf die gesamte Weizenanbaufläche in Deutschland werden die nationalen Flächen und der Ertrag differenziert nach Qualitätsstufe abgeleitet. Es wird angenommen, dass der Ertrag sowie die Arbeitsvorgänge ungeachtet der Qualitätsstufe gleichbleiben. Der Ertrag wird mit den Verkaufspreisen der Qualitätsstufen multipliziert (Tabelle 118), woraus sich die nationalen Erlöse sowie etwaige Mindererlöse der Szenarien gegenüber der Projektion 2030 ergeben.

Tabelle 118: Marktpreise Weizen nach Qualitätsstufen.

Qualitätsstufe	Verkaufspreis [€ t ⁻¹]
E	245 ¹
A/B	182 ²
C	179 ²

¹ Agrarheute (2019).

² KTBL (2022b).

B) Bereich Biogas

Für die Ermittlung der Kosten der Maßnahmen ZBa (Vergärung von Nebenernteprodukten) und ZBc (Änderungen im Substratinput) wird der Berechnungsansatz der Maßnahme M2 herangezogen (Kapitel 4.3.3) und verändert. Mehrkosten, die sich aus der Umsetzung der Maßnahmen im Einzelnen ergeben, werden in den folgenden Abschnitten beschrieben.

Die Annahmen für die Berechnung des Zukaufs von Maissilage, des Ausbaus des Gärrestlagers und der Applikation der Gärreste auf dem Feld bleiben unverändert. Da die nationalen Wirtschaftsdünger-Einsatzmengen bei Umsetzung der Maßnahmen konstant bleiben, bleiben auch deren Substrat- und Transportkosten gleich. Folglich finden diese bei der Berechnung der Mehrkosten keine Beachtung.

Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa)

Für die Berechnung der THG-Emissionen bei der Vergärung von Nebenernteprodukten werden im Modell EMMA-L-NC Szenarien berechnet, die zu unterschiedlicher Energieproduktion in den Szenarien bei moderater Minderung der THG-Emissionen führen. Um einen ökonomischen Vergleich der Baseline und dem Szenario ZBa1 zu ermöglichen, wird die Substratmenge so angepasst, dass die erzeugten Energiemengen gleich sind. Die Szenarien ZBa2 und ZBa3 werden nicht berechnet, weil eine Vergleichbarkeit auch mit Modellanpassungen nicht gegeben ist. Darüber hinaus werden für ZBa3 negative Minderungen ermittelt, was eine Kostenberechnung obsolet macht. Hinsichtlich der eingesetzten Nebenernteprodukte werden folgende Annahmen getroffen: Für den Einsatz einer Tonne Rübenblatt-Frischmasse werden Kosten von 132,93 € veranschlagt (Schaffner et al. 2011), für den Einsatz einer Tonne Stroh-Frischmasse 85,11 € (Döhler et al. 2024). Die Kosten beinhalten die Erntekosten, welche den Mehraufwand an Arbeit, die Technik sowie die Aufbereitung der Ernteprodukte berücksichtigen.

Änderungen im Substratinput (ZBc)

Durch die Anlage von Blühstreifen bzw. Ackerrandstreifen anstelle von Ackerkulturen wird der Energieertrag gemindert, wodurch sich auch monetäre Erträge verringern. Aufbauend auf den Berechnungsansatz für M2 werden daher bei der Berechnung der Maßnahmenkosten die Opportunitätskosten (entgangener Nutzen) durch die Verringerung der Anbauflächen für Silomais, Ganzpflanzensilage und Corn-Cob-Mix berücksichtigt. Die Opportunitätskosten werden anhand der hektarspezifischen DAKfL bei Anbau der Energiepflanzen respektive Blühstreifen und der Gesamtgröße der Blühstreifenflächen in den Szenarien ermittelt (Tabelle 119).

Tabelle 119: Nationale Anbauflächen der Maßnahme ZBc und zugeordnete DAKfL.

	Anbauflächen [ha]			DAKfL [€ ha ⁻¹]
	ZBc1	ZBc2	ZBc3	
Ganzpflanzensilage	102.529	92.119	73.175	428,05 ¹
Corn-Cob-Mix	49.041	43.379	31.380	240,71 ¹
Silomais	759.485	686.137	551.351	642,46 ¹
Biomasse (Gras) aus Ackerrandstreifen	56.586	146.005	311.735	526,83 ²

¹ KTBL (2022b).

² eigene Berechnungen basierend auf KTBL (2022b) und Döhler et al. (2024).

Da die Kosten für die Beschaffung des Grases aus Ackerrandstreifen bereits in den Opportunitätskosten enthalten sind, werden diese bei den Substratbeschaffungskosten nicht mehr gesondert berechnet, um eine Doppelkalkulation zu vermeiden.

c) Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager

Die Maßnahmen ZCa/b (Optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement und emissionsoptimierte Offenställe) und ZCc (Gülleabfuhr) berücksichtigen ausschließlich die Minderung von Ammoniakemissionen, ZCd (Gülleansäuerung im Stall) berücksichtigt die Minderung von Ammoniak- und Methanemissionen. Bei der Berechnung der bei der Minderung von Klimagasemissionen entstehenden Maßnahmenkosten müssen allerdings ggfs. weitere Vorteilswirkungen berücksichtigt werden. Dies trifft für die im Folgenden beschriebenen Maßnahmen zu, da die Techniken nicht nur die Ammoniak-, sondern auch die Methan- und die Geruchsemissionen mindern. Dementsprechend werden die Kosten allen drei Vorteilswirkungen anteilig zugerechnet (Allokation) und zwar je zu einem Drittel (Aarnink und Versteegen 2007, Blázquez et al. 2022).

Optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement und emissionsoptimierte Offenställe (ZCa und ZCb)

Für die Berechnung der Mehrkosten von ZCa wird davon ausgegangen, dass in güllebasierten Rinderställen ein System zur Schieberentmistung nachgerüstet wird (Pendelschieber oder Entmistungsroboter). In güllebasierten Schweineställen wird ein Auslauf mit Kot-Harn-Trennung (KHT) angebaut (Döhler et al. 2022). Bezüglich der ökonomischen Berechnung wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Altgebäude bereits abgeschrieben ist und nur noch Kosten für Betrieb und Unterhaltung anfallen (6 % der ursprünglichen Investition). Geflügelställe werden aufgrund des geringen Einflusses auf die Gesamtminderungswirkung nicht berücksichtigt. Berechnet werden die tierplatzspezifischen Kosten und Mehrkosten. Diese werden mit dem betroffenen Rinder- resp. Schweinebestand multipliziert, woraus sich die Gesamtkosten ergeben.

Rinderställe: Für die Berechnung der Mehrkosten pro Tierplatz wird angenommen, dass der Spaltenboden des Laufbereichs mit Beton verschlossen und diese Fläche mit einem Gefälle von 2 bis 3 % angeschrägt wird. Zudem wird eine zentrale Harnsammelrinne zur direkten Ableitung des Harns installiert. So fließt die flüssige Fraktion kontinuierlich in Richtung der Rinne ab, während die feste Fraktion auf der geneigten Fläche verbleibt und mehrmals täglich abgeräumt wird. Der Güllekeller wird weiterhin für die Lagerung des Harns verwendet. Der Investitionsbedarf für die Technik sowie die sich ergebenden Betriebskosten wurden über Abfragen bei Stalltechnik-Herstellern ermittelt. Die Kosten für die Betonarbeiten werden aus Ergebnissen des UBA-Vorhabens StraNuP (Döhler et al. 2024) abgeleitet.

Schweineställe: Der Investitionsbedarf für die Errichtung des Auslaufs mit Kot-Harn-Trennung wird aus Ergebnissen von Döhler et al. (2022) entnommen und den Gebäudekosten entsprechend aufgeschlagen.

Güllekühlung (ZCc)

Anhand von EMMA-L-NC wird der nationale Bestand ermittelt, auf den die Maßnahme angewendet wird. Kostenberechnungen werden ausschließlich für Schweineställe durchgeführt, da in Rinderställen mit dem Verfahren kaum Praxiserfahrungen vorliegen. Für die Nachrüstung in Bestandsgebäuden sind im Güllekanal aufschwimmende Kühlrippen am besten geeignet (Santonja et al. 2017). Zur Kühlung wird Grundwasser gefördert und durch die Rippen geleitet. Die Abwärme kann für Beheizungszwecke genutzt werden (Santonja et al. 2017). Mit den Angaben von Santonja et al. (2017) werden über den tierplatzspezifischen Investitionsbedarf und die jährlichen Mehrkosten für Kühlrippen (Tabelle 120) die nationalen Investitions- und Mehrkosten berechnet.

Tabelle 120: Investitionsbedarf und Mehrkosten pro Tierplatz¹ bei Installation von Kühlrippen zur Güllekühlung in Schweineställen 2021.

	Investition [€]	Mehrkosten [€ a ⁻¹ TP ⁻¹]
Tragende Sauen	133,70	24,30
Säugende Sauen	291,90	48,60
Absetzferkel	20,10	3,00
Mastschweine	37,70	6,70

¹ Der Referenzstall zur Berechnung der Mehrkosten ist ein Stall mit Güllekanal und Vollspaltensystem.

Quelle: DöhlerAgrar nach Santonja et al. (2017), verändert.

Gülle-Ansäuerung im Stall (ZCd)

Die Gülle-Ansäuerung im Stall erfolgt durch das Zudosieren von konzentrierter Schwefelsäure in einen mit Gülle befüllten Reaktionsbehälter außerhalb des Stalls. Der pH-Wert wird auf 5,5 eingestellt und die behandelte Gülle in das Güllelager, teilweise zurück in den Stall, befördert (Kau-pen-johann et al. 2019). Aus technisch-baulicher Sicht müssen Investitionen in einen Reaktionsbehälter und dessen Abdeckung sowie die erforderliche Technik getätigt werden. Des Weiteren erhöhen sich die Kosten durch die zugegebene Säure (4,1 kg TP⁻¹ a⁻¹) und einen höheren Strom- und Arbeitszeitbedarf pro Tierplatz und Jahr (zusätzlich 1,5 kWh bzw. 0,1 Akh). Der tierplatzspezifische Investitionsbedarf für die Errichtung und Installation der Technik für die Gülle-Ansäuerung werden basierend auf Döhler et al. (2021) bestimmt. Jährliche Mehrkosten liegen demzufolge zwischen 15,40 und 42,00 € und im Mittel bei 25,30 € pro Tierplatz. Kostenberechnungen werden ausschließlich für Schweineställe durchgeführt.

Güllezusätze (Methanogenese-hemmend) (ZCf)

Zur Ermittlung der THG-Minderungskosten für den Einsatz von Methanogenese-hemmenden Güllezusätzen werden aus Herstellerangaben zu Dosis und Marktpreis (1,50 € kg⁻¹ CaCN₂) die jährlichen Kosten ermittelt. Über die EMMA-L-NC-Daten für die behandelten Wirtschaftsdünger lassen sich Gesamtmengen des Wirkstoffs und jährliche Gesamtkosten der Szenarien berechnen.

Futterzusätze (Methanogenese-hemmend) (ZCf)

Für den Einsatz Methanogenese-hemmender Futterzusätze für 30 % der Milchkühe in Deutschland wird angenommen, dass der Wirkstoff in einer Dosis von 66 mg kg⁻¹ Futter-Trockenmasse an 320 Tagen im Jahr während der Laktation verabreicht wird. Der Preis des Wirkstoffes wird

aus Angaben von DSM Nutritional Products GmbH (pers. Mitteilung, Schomaker 2024) abgeleitet, er beträgt 21,15 € kg⁻¹.

4.4 Ergebnisse zu Kosten und Emissionsminderungskosten der Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft

4.4.1 Ergebnisse M1: Senkung der N-Überschüsse

Wie im Kapitel 4.3.2 beschrieben wird für die Umsetzung dieser Maßnahme Kostenneutralität angenommen.

4.4.2 Ergebnisse M2: Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung

Trotz der geringeren Gasausbeute der Wirtschaftsdünger bleiben die nationalen Erlöse für den Verkauf von Strom auf einem annähernd gleichen Niveau; in den Szenarien M2-S1 und M2-S2 sind die Erlöse sogar deutlich größer. Die produzierte Wärmemenge sinkt hingegen bei steigendem Wirtschaftsdüngeranteil aufgrund des höheren relativen Wärmeverbrauchs und folglich dessen Erlösen.

Den größten Anteil der Gesamtkosten macht der Zukauf der Energiepflanzen aus, dementsprechend sind auf nationaler Ebene sinkende Gesamtkosten zu verzeichnen. Zwar steigen die Kosten für Zukauf und Transport für Wirtschaftsdünger, allerdings nur in einem verhältnismäßig geringen Maß. Da die Gärrestmengen bei steigendem Wirtschaftsdüngeranteil in der Vergärung steigen, nehmen demzufolge der Lagerbedarf für Gärreste, die Applikationskosten für Gärreste und zusätzlich die gasdichte Abdeckung der Lagerbehälter zu, welche wiederum am kostenintensivsten ist.

Aus den Minderungspotentialen der Szenarien (Tabelle 121) und den Mehrkosten (aus der Gewinndifferenz ermittelt) ergeben sich für die Szenarien Emissionsminderungskosten zwischen -48 und 61 € t⁻¹ CO₂-Äq. Je größer der Anteil der Wirtschaftsdünger in der Vergärung, desto höher sind sowohl die Mehrkosten als auch die Emissionsminderungskosten. Dies ist überwiegend durch die Kosten für den Gärrestlagerzubau und die Applikationskosten für Gärreste begründet.

Tabelle 121: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei einer Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (M2).

	Einheit	BI2030	M2S1	M2S2	M2S3	M2S4
Annahmen						
Anteil anf. WD in Vergärung	%	21	30	50	70	63
Einspeisevergütung	ct kWh ⁻¹	18,03	18,97	19,66	20,11	19,93
Erlöse						
Strom	Mio. €	4.183	4.382	4.268	4.085	4.103
Wärme	Mio. €	407	388	383	375	383
Summe	Mio. €	4.589	4.770	4.651	4.461	4.584
Kosten						
Substrat- und Transportkosten	Mio. €	1.930	1.845	1.586	1.326	1.446
Gärrestlager – Ausbau	Mio. €	-	10	44	77	65
Gärrestlager – Abdeckung	Mio. €	-	164	295	427	380
Applikation	Mio. €	-	39	157	275	252
Summe	Mio. €	1.930	2.058	2.082	2.106	2.143
Gewinn	Mio. €	2.659	2.712	2.569	2.355	2.441
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	-53	90	304	218
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	1,1116	3,0533	4,9934	4,2553
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	-48	30	61	51

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

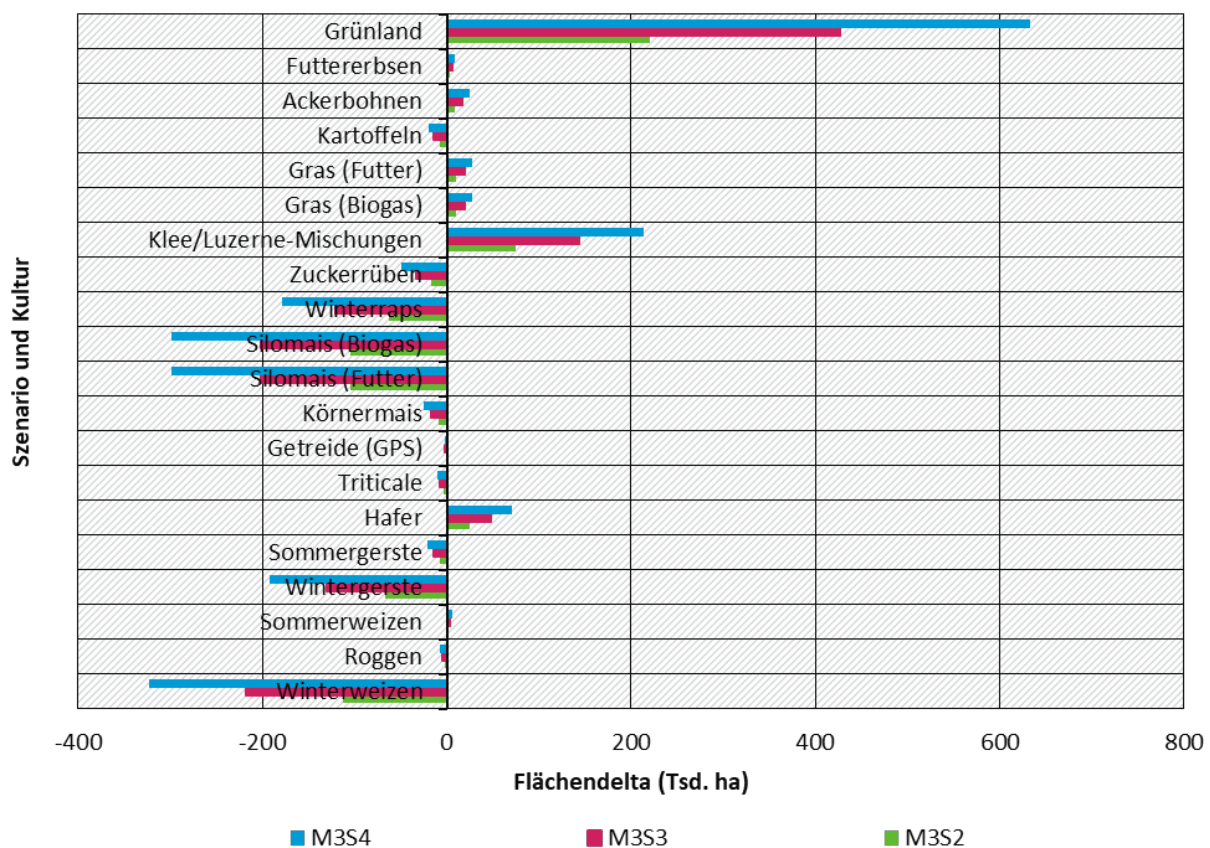
4.4.3 Ergebnisse M3: Ausweitung des Ökolandbaus

4.4.3.1 Ökologischer Pflanzenbau

Veränderung der Anbauverhältnisse

Der Ausbau des Ökologischen Landbaus führt zu substanziellen Veränderungen der Flächennutzung. Vor allem wird das Anbauverhältnis von den Ackerkulturen mit der höchsten Wertschöpfung hin zu weniger konkurrenzfähigen Kulturen verschoben. Aus Abbildung 42 geht hervor, dass überwiegend die ursprünglich für Winterweizen, Winterraps und Wintergerste sowie für Silomais genutzten Flächen umgenutzt werden zu Gunsten der Anbauflächen für Dauergrünland, Klee- und Luzernmischungen sowie für Hafer. Für Kartoffeln errechnet sich eine vergleichsweise geringe Abnahme der Anbauflächen.

Abbildung 42: Veränderung der Anbauflächen einzelner Kulturen in den Szenarien der Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3).

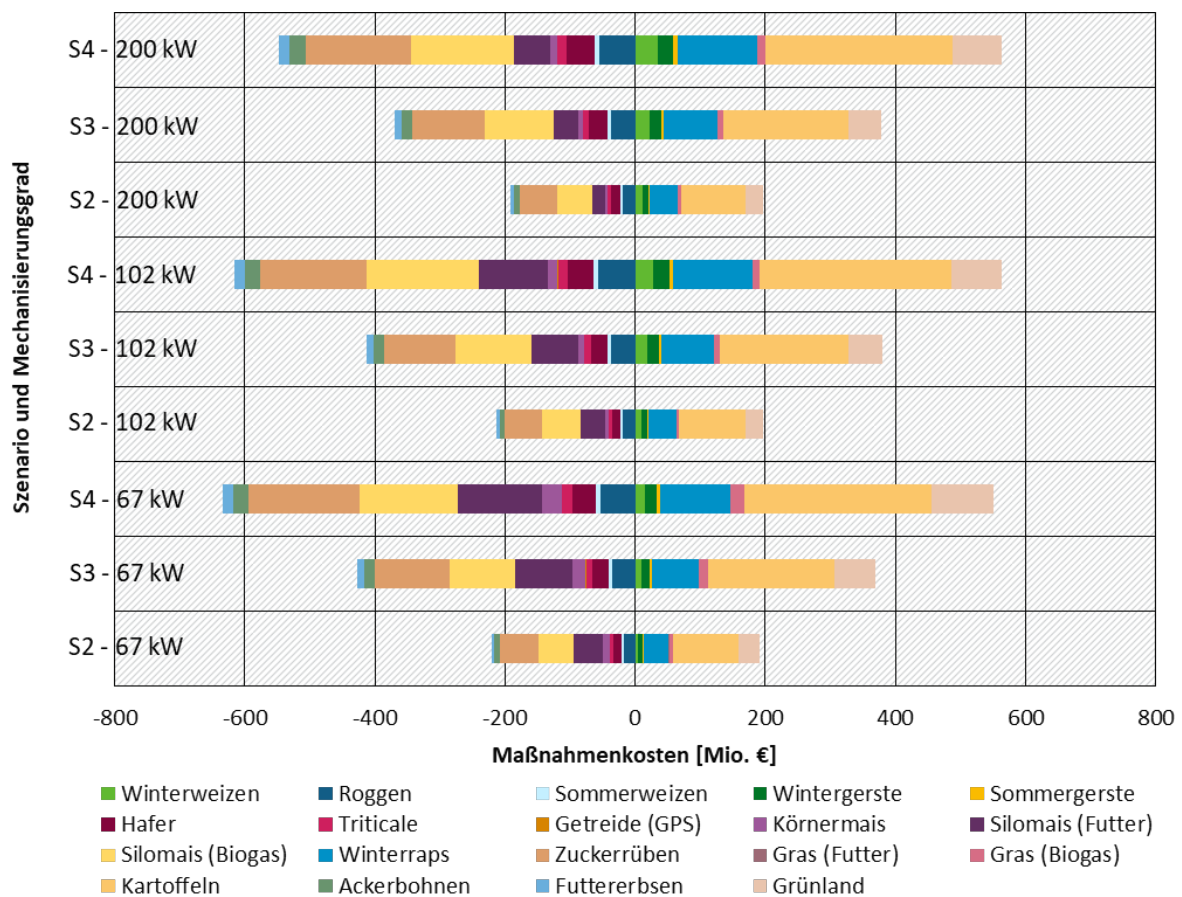


Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar) mit Daten von Uni Gießen.

Maßnahmenkosten und Minderungskosten

Hinsichtlich der spezifischen Maßnahmenkosten der Kulturarten (Abbildung 43) wird deutlich, dass diese vor allem für Winterweizen, Winterraps und Wintergerste sowie Silomais als Futtermittel, Kartoffeln und die Bewirtschaftung von Dauergrünland hoch sind. Beim Anbau von Leguminosen (Futtererbsen und Ackerbohnen), Roggen und Sommerweizen entstehen hingegen geringe Einsparungen bei Umsetzung von M3. Die Verteilung der Maßnahmenkosten ist hauptsächlich durch den Flächenverlust und -zuwachs begründet. Die hohen Maßnahmenkosten entstehen in diesem Fall durch die hohen Verkaufspreise (KTBL 2022b).

Abbildung 43: Maßnahmenkosten für einzelne Kulturen nach verschiedenen Szenarien und Mechanisierungsgraden.



Quelle: Abbildung DöhlerAgrar, eigene Berechnungen.

Bei zunehmendem Anteil des Ökolandbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche werden flächenbezogene Kosten bei kleinem (67 kW) und mittlerem (102 kW) Mechanisierungsgrad eingespart (29 bis 82 Mio. €). Je größer der Anteil an ökologisch bewirtschafteter Fläche, desto größer sind in diesen Fällen die Kosteneinsparungen. Bei höherem Mechanisierungsgrad (200 kW) entstehen geringe Mehrkosten von 2 bis 7 Mio. € für alle Szenarien (Tabelle 122).

Tabelle 122: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3)

	Einheit	67 kW			102 kW			200 kW		
		S2	S3	S4	S2	S3	S4	S2	S3	S4
Maßnahmenkosten	Mio. €	-29	-55	-82	-19	-37	-55	2	4	7
Minderungs- potenzial	Mio. t CO ₂ - Äq.	0,498	0,964	1,430	0,498	0,964	1,430	0,498	0,964	1,430
Allokationsregel		1/4								
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	14,37	14,37	14,37	9,53	9,53	-9,53	1,12	1,12	1,23

Quelle: eigene Berechnung, DöhlerAgrar.

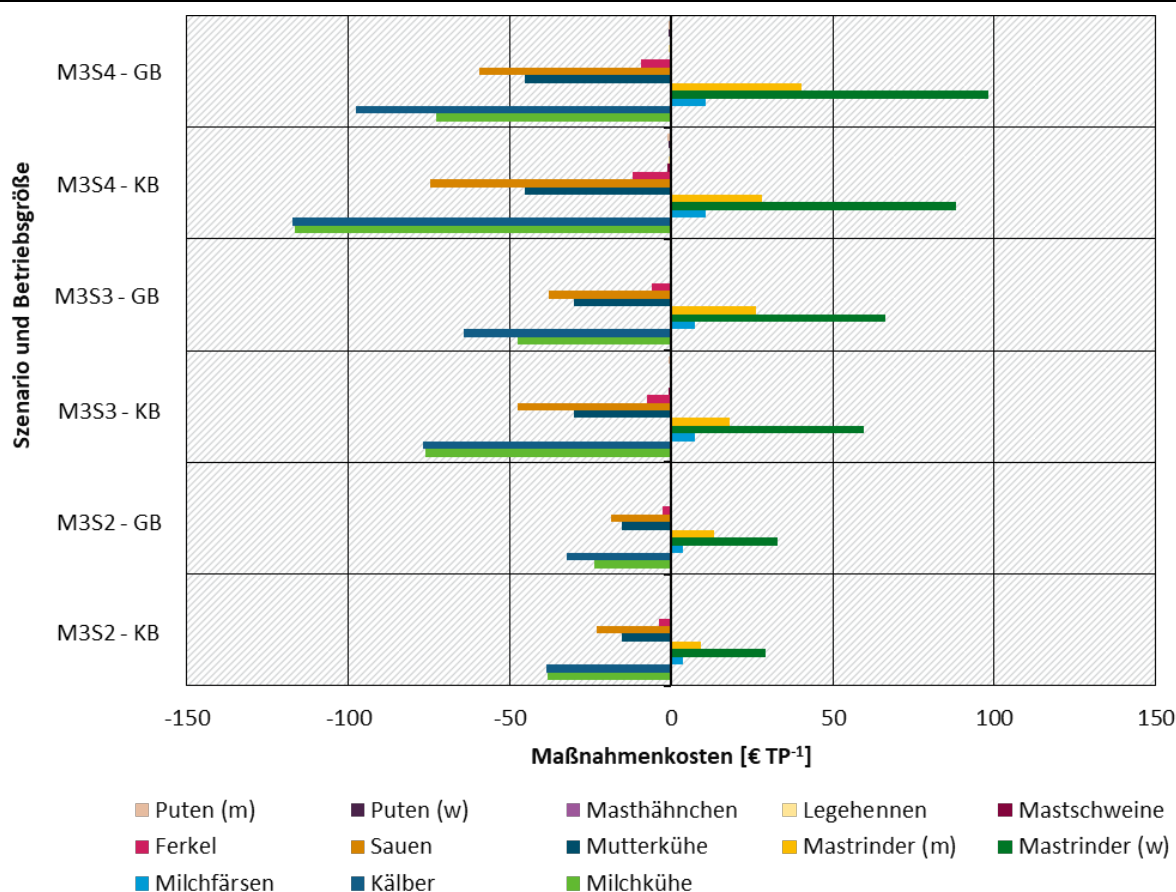
Die etwas höheren Minderungskosten für die Mechanisierung mit 200 kW ergeben sich aus höheren variablen und fixen Maschinenkosten für die Arbeiterledigung bei den angenommenen Schlaggrößen (2 ha) und Hof-Feldentfernungen. Bei Schlaggrößen von 10 ha würden ökonomische Vorteile (etwas geringere Arbeiterledigungskosten) für die 200 kW-Mechanisierung entstehen. Mit Berücksichtigung der Allokationsregel (Biodiversität, Boden, Wasser/Gewässer) ergeben sich daraus THG-Minderungskosten von -14,4 bis 1,3 € t⁻¹ CO₂-Äq.

4.4.3.2 Ökologische Tierhaltung

Maßnahmenkosten

Aus den Differenzberechnungen der Einzelkostenfreien Leistung (EKfl) des Ökologischen Landbaus und des Konventionellen Landbaus ergeben sich die tierplatzspezifischen Mehr- oder Minderkosten für die Umsetzung der ökologischen Tierhaltung (Abbildung 44). Positive Maßnahmenkosten (Mehrkosten) entstehen bei der Haltung von weiblichen und männlichen Mastrindern sowie bei Färsen, bei allen übrigen Tierkategorien werden Kosten eingespart. Die Kosten der Geflügelkategorien wurden berechnet, aufgrund der geringen tierplatzspezifischen Kosten und des Maßstabes sind diese in der Grafik jedoch nicht erkennbar. Der Einfluss der Geflügelhaltung auf die Maßnahmenkosten ist insgesamt gering.

Abbildung 44: Ergebnisse der tierplatzspezifischen Maßnahmenkosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3) nach Tierkategorie für kleine und große Betriebsgrößen.



¹ Zur Definition der Betriebsgrößen der einzelnen Tierkategorien s. Anhang, Tabelle 154; KB = kleine Betriebe; GB = große Betriebe.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Allgemein gilt, dass je größer der Anteil des ökologischen Tierbestands ist, desto größer sind die Einsparungen. Dabei sind die Einsparungen für kleine Betriebe deutlich höher als für große Betriebe (Tabelle 122), da die EKfl für kleine Betriebsgrößen geringer ausfällt als für größere (Anhang, Tabelle 154)

Tabelle 123: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3) für kleine und große Betriebsgrößen¹

	Einheit	Kleine Betriebe			Große Betriebe		
		S2	S3	S4	S2	S3	S4
Maßnahmenkosten	Mio. €	-210	-406	-603	-138	-267	-396
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	1,054	2,071	3,088	1,054	2,071	3,088
Allokationsregell		1/4					
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-50	-49	-49	-33	-32	-32

¹ Zur Definition der Betriebsgrößen der einzelnen Tierkategorien s. Anhang, Tabelle 154.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Minderungskosten

Entsprechend der Maßnahmenkosten sind die Emissionsminderungskosten ohne Berücksichtigung der Ertragsdifferenz mit Allokationsregel für große und für kleine Betriebe negativ und liegen bei -50 bis -49 für kleine Betriebe und -33 bis -32 € pro Tonne CO₂-Äq. für große Betriebe.

4.4.4 Ergebnisse der zusätzlichen Maßnahmen

A) Bereich Düngung und Pflanzenbau

Gülle-Ansäuerung vor Ausbringung (ZAa)

Die nationalen Ausbringkosten bei Umsetzung der Maßnahme ZAa erhöhen sich gegenüber der Projektion 2030 um 184 Mio. Euro. Bei einem Minderungspotenzial von 0,055 Mio. t CO₂-Äq. ergeben sich Emissionsminderungskosten nach Allokation von 1.110 € pro Tonne CO₂-Äq. (Tabelle 124).

Tabelle 124: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten der Gülle-Ansäuerung vor Ausbringung (ZAa).

	Einheit	BI2030	ZAa
Kosten	Mio. €	1.498	1.682
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	184
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	0,055
Allokationsregel		1/3	
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	1.110

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Optimierte Düngeplanung (ZAb)

Auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche werden mit Umsetzung der Maßnahme insgesamt 112 Gg N eingespart, was 140 Mio. € an vermiedenem Düngerzukauf entspricht, die THG-Minderung beträgt 0,445 Mio. t CO₂-Äq. Die nationalen Kosten für die Beratung betragen 234 Mio. €,

daraus ergeben sich negative Nettokosten in Höhe von -82 Mio. € und negative Emissionsminderungskosten nach Einbeziehung der Allokationsregel (25 %) in Höhe von -44,8 € t⁻¹ CO₂-Äq.

Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc)

Da sich beide Szenarien lediglich durch die angenommene Höhe der N-Einsparung unterscheiden, sind die Technik- und Maschinenkosten mit 15 Mio. € für beide Szenarien gleich. Unter der Annahme, dass 5 % N-Mineraldüngung eingespart werden können, werden 45 Mio. € für Düngerkauf eingespart, daraus ergeben sich Nettoeinsparungen in Höhe von 30 Mio. € und negative Emissionsminderungskosten nach Einbeziehung der Allokationsregel (25 %) von -122 € t⁻¹ CO₂-Äq. Mit der (eher unrealistischen Annahme) von 10 % N-Einsparung betragen die THG-Minderungskosten nach Allokation -318 € t⁻¹ CO₂-Äq.

Tabelle 125: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc).

	Einheit	ZAc1	ZAc2
Maschinenkosten	Mio. €	15	15
Kosteneinsparung durch Mineraldüngerreduktion	Mio. €	45	95
Maßnahmenkosten	Mio. €	-30	-80
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	0,062	0,063
Allokationsregel		1/4	
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-121,77	-318,21

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Anbau von Körnerleguminosen (ZAd)

Durch die Umsetzung der Maßnahme ZAd entstehen Veränderungen der ökonomischen Kennzahlen durch die Umstrukturierung der Ackerflächennutzung mit Sommerungen (Tabelle 127). Eine ausführliche Beschreibung der getroffenen Annahmen erfolgt in Kap. 2.3.5. Da die nationale Energiepflanzenproduktion bei Umsetzung von ZAd (Ersatz Energiepflanzenanbau durch Anbau von Körnerleguminosen) sinkt, sinken dementsprechend die Erlöse durch den Verkauf von Strom und Wärme um 180 Mio. € (ZAd1) respektive 20 Mio. € (ZAd2).

Die Kosten für den Zukauf von Energiepflanzen sinken proportional zu den geringeren Einsatzmengen, dementsprechend fällt weniger Gärrest an und es besteht kein erhöhter Lagerbedarf gegenüber der Baseline-Projektion (in Tabelle 126 deshalb nicht aufgeführt). Folglich verringern sich die Applikationskosten für die entstehenden Gärreste. Grundsätzlich werden Kosten durch die Umsetzung eingespart, obwohl die produzierte Energiemenge sinkt, wobei im Szenario ZAd1 mit 259 Mio. € größere Einsparungen als im Szenario ZAd2 mit 217 Mio. € entstehen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Einsparungen mit dem Kalkulationsansatz (Zukauf von Energiepflanzen nach Marktwert) eher überschätzt werden, da im Vergleich zu einer Eigenmechanisierung die fixen Maschinenkosten nicht berücksichtigt werden. Durch die Veränderung der Anbauflächen für Soja steigen die monetären Leistungen aufgrund der hohen DAKfL des Sojaanbaus (Tabelle 116) um 266 (ZAd1) respektive 143 (ZAd2) Mio. €.

Tabelle 126: Emissionsminderungskosten durch den Rückgang der Energieproduktion bei Ausweitung des Anbaus von Leguminosen (ZAd)

	Einheit	BI2030	ZAd1	ZAd2
Annahmen				
Einspeisevergütung	ct kWh ⁻¹ Strom	18,03	18,88	18,75
Erlöse				
Strom	Mio. €	4.183	4.032	4.177
Wärme	Mio. €	407	377	392
Summe	Mio. €	4.589	4.409	4.569
Kosten				
Energiepflanzen – Zukauf	Mio. €	1.868	1.469	1.654
Applikation Gärrest ¹	Mio. €	-	-41	-24
Summe	Mio. €	1.868	1.427	1.630
Gewinn	Mio. €	2.722	2.981	2.939
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	-259	-217

¹ Die Applikationskosten sind hier für die gegenüber BI2030 zusätzlich anfallenden Gärrestmengen angegeben.
Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Durch die Mineraldüngereinsparung ergeben sich Nettoeinsparungen in Höhe von 208 Mio. € für Szenario 1, für Szenario 2 -36 Mio. € und damit negative Emissionsminderungskosten nach Einbeziehung der Allokationsregel (33 %) von -57 € t⁻¹ CO₂-Äq. und -18 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Tabelle 127).

Tabelle 127: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung des Anbaus von Leguminosen (ZAd).

	Einheit	BI2030	ZAd1	ZAd2
Erlöse				
Ertrag d. Ackerflächen	Mio. €	128	394	271
Kosten				
Veränderung DAKfL	Mio. €	-	266	143
Rückgang Energieproduktion ²	Mio. €	-	-259	-217
Kosteneinsparungen durch Mineraldüngerreduktion	Mio. €	-	202	111
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	-208	-36
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	1,218	0,651
Allokationsregel			1/3	
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	-56,93	-18,43

¹ Hier sind die Kosten gemeint, die sich aus der Veränderung der Anbaustruktur ergeben (Tabelle 116).

² Die Kosten durch den Rückgang der Energieproduktion sind hier im Vergleich zu BI2030 angegeben (Tabelle 126).

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Ausbau des Zwischenfruchtanbaus (ZAe)

Die Flächen für den Anbau von Winterzwischenfrüchten erhöhen sich durch die Maßnahme von 1,6 auf 3,6 Mio. Hektar. Da durch die Nutzung der Anbauflächen als Gründüngung keine monetäre Leistung erzielt wird, erhöhen sich die Kosten mit zunehmenden Anbauflächen. Unter Berücksichtigung der N-Retention liegen die Mehrkosten für ZAe bei rd. 320 Mio. €, unter Einbeziehung des Minderungspotenzials von 103,3 Gg CO₂-Äq. und Berücksichtigung einer Allokationsregel (25 % der Maßnahmenkosten werden der THG-Minderung zugeordnet; weitere Vorteilswirkungen sind Humusaufbau, Bodengare, Wasserhaushalt) ergeben sich Emissionsminderungskosten in Höhe von 779 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Tabelle 128).

Tabelle 128: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für den vermehrten Anbau von Zwischenfrüchten (ZAe).

	Einheit	BI2030	ZAe
Annahmen			
Flächen Winterzwischenfrüchte	ha	1.640.372	3.560.807
Erlöse	Mio. €	0	0
Kosten			
Kosten d. Bewirtschaftung	Mio. €	315,9	685,7
Kosteneinsparungen durch N-Retention für Folgekultur	Mio. €	-41,0	-89,0
Summe	Mio. €	274,9	596,7
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	321,8
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	0,103
Allokationsregel			1/4
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	779

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf)

Die Maßnahmenkosten und deren Zusammensetzung unterscheiden sich zwischen ZAf1 und ZAf2 nur geringfügig: Die zusätzlichen Maschinenkosten für die Dosiereinrichtung am Gülletankwagen und der zusätzliche Arbeitsaufwand des Szenarios ZAf2 machen nur einen geringen Anteil an den Gesamtmaßnahmenkosten aus. Folglich unterscheiden sich die Emissionsminderungskosten der Szenarien kaum und liegen bei 84 resp. 89 € pro Tonne geminderter Treibhausgasäquivalente (Tabelle 129).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Wahl des Nitrifikationshemmstoffs bei der Berechnung der Kosten nur einen minimalen Einfluss hat (daher in Tabelle 129 nicht gesondert aufgeführt). N-Einsparungen werden hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 129: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen (ZAf).

	Einheit	BI2030	ZAf1	ZAf2
Annahmen				
Auf ... Hektar Anbaufläche umgesetzt	ha	-	3.018.526	3.018.526
Kosten				
Maschinenkosten	Mio. €	-	-	5,3
Nitrifikationshemmstoff	Mio. €	-	88	88
Arbeitsaufwand	Mio. €	-	-	0,02
Summe Maßnahmenkosten	Mio. €	-	88	93
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	1,049	1,049
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	84	89

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg)

Da davon ausgegangen wird, dass der Abbau von Sicherheitszuschlägen keine Mehraufwendungen für Arbeitszeit und Technik verursacht und keine Mindererträge erwartet werden, entsprechen die Maßnahmenkosten den Einsparungen (negative Maßnahmenkosten) für nicht aufgewendeten N-Dünger. Es ergeben sich negative Minderungskosten in Höhe von -309 € t⁻¹ CO₂-Äq.

Tabelle 130: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten des Abbaus von Sicherheitszuschlägen (ZAg)

	Einheit	ZAg
Maßnahmenkosten	Mio. €	-63
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	0,204
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-309

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh)

Mit den aktuell gültigen Qualitätsanforderungen für Backweizen entstehen bei reduzierter Spätdüngung zu Weizen infolge der Herabstufung der Qualität des Weizens in beiden Szenarien Mindererlöse gegenüber der Baseline-Projektion. Zwar können Kosten in Höhe von 16 resp. 87 Mio. € in ZAh1 und ZAh2 durch die Reduktion von Mineraldüngung eingespart werden. Aufgrund der geringeren Verkaufserlöse ergeben sich dennoch kalkulatorische Mehrkosten von 203 bzw. 205 Mio. Euro. Die Emissionsminderungskosten liegen nach Anwendung der Allokationsregel bei 1.033 und 190 € pro geminderter Tonne CO₂-Äq. (Tabelle 131). Dementsprechend sind die THG-Minderungskosten umso geringer, je geringer die Differenz der Marktpreise zwischen den Qualitätsstufen ist- (Anmerkung: diese Maßnahme ist nicht gleichzusetzen mit der Maßnahme „Erweiterung der Qualitätskriterien für Backweizen“ des KSP 2023, in der durch geänderte Qualitätsanforderungen für Backweizen (unter anderem in Bezug auf den Rohproteingehalt) THG-Einsparungen ermöglicht werden sollen (BMEL 2024g), ohne dass dadurch der Marktpreis für Weizen der Qualitätsstufe E vermindert wird.)

Tabelle 131: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZAh).

	Einheit	Bl2030	ZAh1	ZAh2
Erlöse				
E	Mio. €	849	-	-
A/B	Mio. €	3.680	4.311	-
C	Mio. €	158	158	4.398
Summe	Mio. €	4.687	4.469	4.398
Kosten				
Kosteneinsparungen durch Mineraldüngerreduktion	Mio. €	-	-16	-87
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	203	202
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	0,049	0,266
Allokationsregel				1/4
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	1.033	190

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

B) Bereich Biogas

Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa)

Aufgrund der Annahme, dass die Biogasanlagen nach EEG 2012 vergütet werden, erhöhen sich aufgrund des Vergütungszuschlages für Nebenernteprodukte die Erlöse für die Stromeinspeisung in M2. Die Kosten für den Zukauf der Standardenergiepflanzen (Mais) sinken aufgrund der geringeren Einsatzmengen. Die Kosten für die Beschaffung der Nebenernteprodukte machen dafür aber einen vergleichsweise großen Anteil an den Gesamtkosten aus. Mit der Umsetzung von ZBa fällt eine geringere Gärrestmenge an, daher besteht kein erhöhter Lagerbedarf gegenüber der Baseline-Projektion (daher in Tabelle 133 nicht aufgeführt), analog dazu verringern sich die Applikationskosten relativ zu Bl2030 um 3 Mio. € (Tabelle 132). Die THG Minderungskosten betragen für ZBa 22 € t⁻¹ CO₂-Äq. Diese niedrigen Minderungskosten sind nur deshalb möglich, weil mit erhöhten Vergütungen für die Nebenernteprodukte gerechnet wird. Ist das nicht der Fall, liegen die Minderungskosten bei 3.000 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Zba1a).

Tabelle 132: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die vermehrte Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa).

	Einheit	Bl2030	ZBa1	ZBa1a
Annahmen				
Einspeisevergütung	ct kWh-1 Strom	18,03	19,43	18,03
Strom	Mio. €	4.183	4.508	4.183
Wärme	Mio. €	407	407	488
Summe	Mio. €	4.589	4.915	4.671
Kosten				
Energiepflanzen – Zukauf	Mio. €	1.868	915	915
Stroh – Zukauf	Mio. €	-	811	811
Rübenblatt – Zukauf	Mio. €	-	472	472
Applikation Gärreste ¹	Mio. €	-	-3	-3
Summe	Mio. €	1.868	2.195	2.195
Gewinn	Mio. €	2.722	2.720	2.720
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	2	246
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	0,079	0,079
Minderungskosten	€ t-1 CO ₂ -Äq.	-	22	3.089

¹ Mehrkosten gegenüber Bl2030 aufgrund von zusätzlich anfallenden Gärrestmengen.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Änderungen im Substratinput (ZBc)

Obwohl die produzierte Strommenge mit der Umsetzung der Maßnahme sinkt, steigen die Erlöse für Strom aufgrund einer höheren EEG bedingten Einspeisevergütung. Im Gegensatz dazu sinken die Erlöse durch den Verkauf des Koppelprodukts Wärme in den Szenarien ZBc1 und 3 um 3 resp. 17 Mio. € und steigen im Szenario ZBc2 um 10 Mio. €. Trotzdem bleiben die Erlöse durch die Energieproduktion insgesamt auf einem vergleichbaren Niveau. Die geringere Einsatzmenge an Energiepflanzen wirkt sich in allen Szenarien kostensenkend aus. Zusätzliche Gärreste im Vergleich zur Baseline-Projektion fallen nur in ZBc2 an. Folglich entstehen dort Mehrkosten für die Erweiterung der Gärrestlagerkapazität in Höhe von 10 Mio. € und für die Gärrest-Applikation in Höhe von 1 Mio. €, wohingegen die Applikationskosten in den Szenarien ZBc1 und 3 um 5 bzw. 14 Mio. € reduziert werden.

Die Opportunitätskosten¹⁷ machen den größten Anteil der Maßnahmenkosten bei allen drei Szenarien aus: Diese sinken bei steigender Einsatzmenge an Gras aus den Ackerrandstreifen und liegen zwischen 445 und 615 Mio. €. ZBc1 ist das Szenario, das gegenüber Bl2030 mit 411 Mio. € die höchsten Maßnahmenkosten verursacht, für ZBc2 und 3 sind die Mehrkosten geringer und liegen bei 209 resp. 210 Mio. €.

¹⁷ Opportunitätskosten entstehen durch den Verzicht auf die ökonomisch effizienteste Option zugunsten einer schlechteren Option und beziffern den dadurch verursachten entgangenen Erlös bzw. entgangenen Nutzen an anderer Stelle. Es handelt sich somit um eine Mindereinnahme, die in der Kostenrechnung zu berücksichtigen ist.

Da durch die Umsetzung der Maßnahme in allen Szenarien keine Emissionsminderung erfolgt, können keine Emissionsminderungskosten bestimmt werden (Tabelle 133).

Tabelle 133: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die vermehrte Nutzung von nicht-flächenverbrauchenden Biogas-Substraten (ZBc).

	Einheit	BI2030	ZBc1	ZBc2	ZBc3
Annahmen					
Einspeisevergütung	ct/kWh Strom	18,03	18,74	18,94	19,22
Erlöse					
Strom	Mio. €	4.183	4.312	4.486	4.229
Wärme	Mio. €	407	404	417	390
Summe	Mio. €	4.589	4.717	4.903	4.619
Kosten					
Energiepflanzen – Zukauf	Mio. €	1.868	1.772	1.620	1.341
Applikationskosten ¹	Mio. €	-	-5	1	-14
Opportunitätskosten	Mio. €	-	615	555	445
Gärrestlager - Ausbau	Mio. €	-	-	10	-
Summe	Mio. €	1.868	2.406	2.390	2.107
Gewinn	Mio. €	2.722	2.437	2.859	3.063
Maßnahmenkosten	Mio. €	-	285	-137	-341
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	-	-0,544	-0,351	-0,299
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	-	-	-	-

¹ Die Applikationskosten sind hier für die gegenüber BI2030 zusätzlich anfallenden Gärrestmengen angegeben.
Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

C) Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager

Optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement und emissionsoptimierte Offenställe (ZCa/b)

Bei Umsetzung der Maßnahme fallen Maßnahmenkosten von 137 resp. 22 € pro Tierplatz und Jahr in Rinder- bzw. Schweineställen an. Daraus resultieren nationale Gesamtkosten von 278 Mio. €. Nach Anwendung der Allokationsregel liegen die Emissionsminderungskosten bei 235 € pro Tonne geminderter CO₂-Äq. (Tabelle 134).

Tabelle 134: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements in Ställen und emissionsoptimierte Offenställe (ZCa/b).

	Einheit	ZCa/b	
		Rinder	Schweine
Kosten	€ TP⁻¹	137	22
Maßnahmenkosten	Mio. €	195	83
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq. ¹	0,396	-
Allokationsregel		1/3	
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	235	

¹ bei Umsetzung der Maßnahme auf den nationalen Rinder- und Schweinebestand.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Gülleklärung (ZCc)

Die nationalen Mehrkosten bei Umsetzung von ZCc in Schweineställen belaufen sich insgesamt auf 38 Mio. € pro Jahr. Daraus ergeben sich nach Anwendung der Allokationsregel Emissionsminderungskosten von 114 € pro Tonne CO₂-Äq. (Tabelle 135).

Tabelle 135: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Gülleklärung in Schweineställen (ZCc).

	Einheit	ZCc
Maßnahmenkosten		
Sauen	Mio. € a ⁻¹	16
Aufzuchtferkel	Mio. € a ⁻¹	3
Mastschweine	Mio. € a ⁻¹	19
Summe¹	Mio. € a⁻¹	38
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	0,109 ²
Allokationsregel		1/3
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	114

¹ Der Eberbestand ist bei ZCc nicht betroffen, daher auch nicht aufgelistet.

² Das Minderungspotenzial bezieht sich nur auf die Gülleklärung in den betroffenen Schweineställen.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Gülle-Ansäuerung im Stall (ZCd)

Für die Umsetzung von ZCd1 in Schweineställen liegen die nationalen Mehrkosten bei 207 Mio. € (Kapitel 2.3.5 und Kapitel 4.3.5). Nach Anwendung der Allokationsregel ergeben sich bei einem Minderungspotenzial von 1,601 Mio. t CO₂-Äq. Emissionsminderungskosten in Höhe von 43 € pro Tonne CO₂-Äq.

In gleicher Weise ergeben sich für ZCd2 Mehrkosten in Höhe von 120 Mio. €, ein Minderungspotenzial von 1,572 Mio. t CO₂-Äq. und Emissionsminderungskosten nach Allokation von 25 € pro Tonne geminderter CO₂-Äq. (Tabelle 136).

Tabelle 136: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für die Gülle-Ansäuerung in Schweineställen (ZCd).

	Einheit	ZCd1	ZCd2
Maßnahmenkosten	Mio. €	207	120
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq. ¹	1,601	1,572
Allokationsregel		1/3	
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	43	25

¹ Das Minderungspotenzial bezieht sich nur auf die Ansäuerung in den betroffenen Schweineställen.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Güllezusätze (Methanogenese-hemmend) (ZCf)

Für den Einsatz Methanogenese-hemmender Güllezusätze zu 30 % der anfallenden Rinder- und Schweinegülle ergeben sich je nach Dosierung nationale Mehrkosten von 12,85 und 21,42 Mio. €, aufgrund des berechneten Minderungspotenzials ergeben sich Emissionsminderungskosten in Höhe von 9,2 bzw. 15,1 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Tabelle 137).

Tabelle 137: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für Methanogenese-hemmende Güllezusätze auf Basis von CaCN₂ (ZCf).

	Einheit	ZCf1	ZCf2
Dosis CaCN ₂	mg kg ⁻¹ FM	300	500
Einsatzmenge CaCN ₂	t	8.567	14.283,
Maßnahmenkosten	Mio. €	12,9	21,4
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq.	1,401	1,416
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	9,2	15,1

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

Futterzusätze für Wiederkäuer (Methanogenese-hemmend) (ZDd)

Für den Einsatz von Methanogenese-hemmenden Zusatzstoffen ergeben sich nationale Mehrkosten von 93 Mio. €. Aufgrund des Minderungspotenzials von 1.317 Mio. t CO₂-Äq. errechnen sich Emissionsminderungskosten in Höhe von 71,6 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Tabelle 138).

Tabelle 138: THG-Minderungspotenzial und Emissionsminderungskosten für Futterzusätze für Wiederkäuer (ZDd).

	Einheit	ZDd
Maßnahmenkosten	Mio. €	93
Minderungspotenzial	Mio. t CO ₂ -Äq. ¹	1.317
Minderungskosten	€ t⁻¹ CO₂-Äq.	71,6

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar).

4.5 Zusammenfassung

Potenziale und Minderungskosten

Dieser Bericht beschreibt die Herleitung und Interpretation von Minderungskosten für 17 THG-Minderungsmaßnahmen für den Zeitraum bis 2030, deren Minderungsambition über eine festgelegte Referenz (Baseline-Projektion 2030) hinausgehen. Für sieben weitere der im Vorhaben behandelten Maßnahmen erfolgten aufgrund der Projektarchitektur und der Komplexität der Maßnahmen, die unter anderem eine Folgenabschätzung erfordern, keine Kostenermittlungen der THG-Minderung. Die Berechnung der THG-Minderungspotenziale wird im Kap. 2.3 beschrieben. Die Kostenberechnung erfolgt auf Basis heutiger Investitionsdaten und Preisen. Zum Teil werden ökonomische Kenngrößen aus dem KTBL-Datensystem übernommen. In der Arbeit wird eine durchschnittliche Abschätzung über ein mittelfristig mögliches Reduktionspotenzial angegeben (Tabelle 139). Die Vielfalt der Produktionstechniken mit den damit verbundenen Skaleneffekten und den örtlichen Variationen kann hier nicht abgebildet werden, es erfolgt daher eine Experten basierte, subjektive Auswahl von Produktionsverfahren, die durchschnittliche Verhältnisse abbilden sollen.

Für insgesamt 5 der 17 Maßnahmen werden neutrale oder negative Minderungskosten berechnet, dazu zählt der ökologische Landbau, der mit den in dieser Studie getroffenen Annahmen und Datensätzen negative Minderungskosten aufweist. Generell zeigen Maßnahmen, die N-Dünger einsparen, ebenfalls negative Minderungskosten (M1, ZAb, Zac, ZAd, ZAg).

Maßnahmen zur Senkung von Ammoniakemissionen im Stall (ZCd) zeigen moderate Minderungskosten, dies auch aufgrund der hier vorgenommenen Allokation. Der Einsatz des chemischen Zusatzstoffes Säure zur Senkung der Ammoniakemissionen liefert ein Minderungspotenzial von etwa 1,6 Mio. t CO₂-Äq.

Auffallend sind die Ergebnisse für biologische Hemmstoffe, die ein hohes Minderungspotenzial bei überwiegend moderaten Kosten ausweisen. Dies betrifft Methanogenese-hemmende Futterzusatzstoffe (Minderungspotenzial 1,3 Mio. t CO₂-Äq. bei Minderungskosten von 72 € t⁻¹ CO₂-Äq.), Methanogenese-hemmende Güllezusätze (1,4 Mio. t CO₂-Äq. bei Minderungskosten von 9 - 15 € t⁻¹ CO₂-Äq.) und Nitrifikationshemmer (1,05 Mio. t CO₂-Äq. bei 84 - 89 € t⁻¹ CO₂-Äq.). Diese Hemmstoffe für sich bilden ein erhebliches Minderungspotenzial in der Größenordnung von etwas unter 3 Mio. t CO₂-Äq. Im Vorhaben nicht berechnet werden Potenziale von Ureasehemmstoffen für die Harnstoffdüngung, wobei der nach DüV verpflichtende Einsatz in der Baseline-Projektion 2030 enthalten ist. Deren Kosten sind in den Düngemitteln bereits eingepreist und daher schwierig zu ermitteln.

Bei der Interpretation der Ergebnisse und beim Vergleich mit Ergebnissen anderer Veröffentlichungen muss berücksichtigt werden, dass für einige der Minderungsoptionen subjektiv bewertete Kostenallokationen berechnet werden, womit eine Aufteilung der THG-Minderungskosten einzelner Maßnahmen auf mehrere Ziele vorgenommen wird (nur ein Teil der Maßnahmenkosten wird der THG-Minderung zugeschrieben).

Tabelle 139: Übersicht der THG-Minderungspotenziale und THG-Minderungskosten der untersuchten Maßnahmen, die in der nationalen Grenzkostenkurve dargestellt werden.

Maßnahme	Beschreibung der Maßnahme	Spanne Minderungskosten ¹ [€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.]	Spanne Potenzial DE ¹ [Mio. t CO ₂ -Äq.]	Allokationsregel [%]
M1	Senkung der Stickstoffüberschüsse	0	0,53 – 1,72 (1,125)	100
M2	Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung (30 - 70 % des anfallenden WD) inkl. gasdichte Gärrestlagerung)	-48 – 61 (30)	1,112 – 4,993 (3,1)	100
M3	Ausweitung des Ökolandbaus Pflanzenbau und Tierhaltung (20 % - 30 %)	-56 – -39	1,595 – 4,607	25
Zusätzliche Maßnahmen				
ZAa	Ansäuerung bei Ausbringung	1.110	0,055	33
ZAb	Optimierte Düngeplanung	-44,8	0,455	25
ZAc	Teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren ZAc1 & ZAc2	-121,77 – -318,21	0,062 – 0,063	25
ZAd	Anbau von Körnerleguminosen ZAd1 & ZAd2	-56,93 – -18,43	0,649 – 1,218	33
ZAe	Ausbau des Zwischenfruchtanbaus	779	0,134	25
ZAf	Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen	84 – 89	1,049	100
ZAg	Abbau von Sicherheitszuschlägen	-309	0,133 – 0,204	100
ZAh	Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (kein E mehr / kein E und AB mehr)	190 – 1.033	0,049 – 0,266	25
ZBa	Vergärung von Nebenernteprodukten	22 – 3.000 ²	0,079 ²	100
ZCa / ZCb	Optimiertes WD-Management / Emissionsoptimierter Stall	235	0,394	33
ZCc	Gülleklärung	114	0,11	33
ZCd	Gülleansäuerung (2/3 unter BImSchV) und max. 30 %	25 – 43	1,572 – 1,601	33
ZCf	Güllezusätze (300 & 500 mg CaCN ₂ kg ⁻¹ FM)	9 – 15	1,401 – 1,416	100
ZDd	Futterzusatzstoffe	72	1,316	100

¹ Fett gedruckte Werte werden für die Grenzkostenkurve verwendet.

² Maßnahme wurde nicht in die Grenzkostenkurve aufgenommen.

Quelle: eigene Darstellung (DöhlerAgrar) mit Ergebnissen von Uni Gießen.

Abgleich mit anderen Studien

Viele der in der Literatur berichteten Maßnahmen und deren THG-Minderungskosten sind mit den Maßnahmen dieser Studie nicht kongruent, z. B. wurde mit anderen Systemgrenzen gearbeitet, daher ist eine Vergleichbarkeit nicht immer gegeben. In den internationalen Studien werden

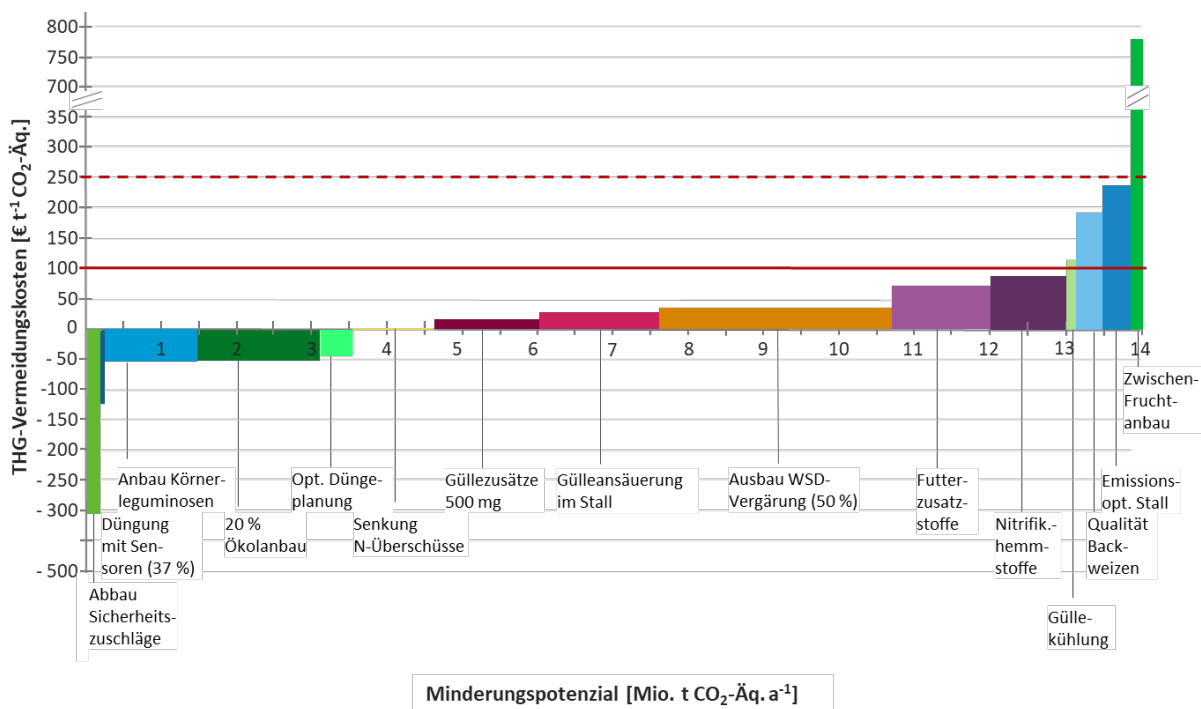
überwiegend ähnliche Größenordnungen ermittelt. Abweichungen sind aus verschiedenen Gründen möglich und erklärbar, häufig fehlt jedoch die methodische Transparenz. Übereinstimmend mit anderen Studien (O'Brien et al. 2014; Osterburg et al. 2013; Osterburg et al. 2019; Pellerin et al. 2017) weisen die Maßnahmen zur Verbesserung der N-Effizienz das beste Kosten-Nutzen-Verhältnis auf. Der ökologische Landbau wird in anderen Studien (Osterburg et al. 2013; Osterburg et al. 2019) überwiegend mit moderaten (jedoch nicht negativen) Minderungskosten dargestellt. In der vorliegenden Studie werden überwiegend negative Minderungskosten ausgewiesen, wobei weder die Mindererträge noch die zusätzlichen Fördermaßnahmen für die Umstellung und Bewirtschaftung nach ÖL-Kriterien Berücksichtigung finden. Insofern ist von einer "best-case" Annahme auszugehen, die zu einer positiveren Bewertung im Projekt "E-MoLL" als die zitierten Veröffentlichungen führt.

Für den vermehrten Anbau von Körnerleguminosen werden übereinstimmend mit anderen Studien (Osterburg et al. 2013; Osterburg et al. 2019; Pellerin et al. 2017) niedrige bis negative THG-Kosten errechnet. Für die emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden im vorliegenden Projekt sehr viel höhere Minderungskosten im Vergleich zu anderen Arbeitsgruppen (O'Brien et al. 2014) ermittelt, obwohl eine Kostenallokation vorgenommen wurde. Die Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren wird von Sponagel et al. (2024) mit sehr ähnlichen Kosten beschrieben, während dieselbe Arbeitsgruppe für Pflanzenspektrografen erheblich höhere THG-Minderungskosten ermittelt. Letzteres weil mit geringerem Minderungspotenzial und mit einzelbetrieblicher Mechanisierung gerechnet wurde. Die Wirkung der Methanogenese-Hemmstoffe in Gülle wird bzgl. der THG-Minderungskosten in der Literatur (Zentner et al. 2021) ähnlich bewertet. Die Minderungskosten für die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen liegen in der Literatur (O'Brien et al. 2014) tendenziell höher als hier berechnet, vermutlich deshalb, weil in der vorliegenden Untersuchung von bestehenden Anlagen ausgegangen wird, in denen keine zusätzlichen fixen Kosten entstehen und lediglich eine Managementänderung erforderlich ist. Mit der Erzeugung von Biomethan auf Basis von Wirtschaftsdüngern könnten möglicherweise zukünftig am Kraftstoffmarkt höhere Preise erzielt werden als am Strom- bzw. Wärmemarkt, so dass dadurch die berechneten THG-Vermeidungskosten sinken würden.

Nationale Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung für die Landwirtschaft

Die nationale Grenzkostenkurve (GKK) der THG-Vermeidung ist in Abbildung 45 dargestellt. Sie zeigt für die berechneten Maßnahmen die Vermeidungspotenziale und die jeweiligen Minderungskosten gemäß Tabelle 139. Für Maßnahmen mit Angabe einer Wertespanne für Potenzial und/oder Minderungskosten in Tabelle 139 wurde jeweils der fett hervorgehobene Wert verwendet. Auf der horizontalen Achse wird die Menge an potenziell eingesparten Treibhausgasen aufgeführt (Mio. t CO₂-Äq.), auf der vertikalen Achse sind die Minderungskosten in Euro je eingesparter Tonne an Treibhausgasen aufgetragen. Die Minderungsoptionen im linken Bereich der Abbildung (Balken mit negativen Werten) ermöglichen THG-Einsparungen bei einer gleichzeitigen Kosteneinsparung. Im rechten Bereich der Abbildung (Balken mit Werten größer als Null) finden sich Optionen für THG-Einsparungen, die zusätzliche Kosten verursachen (Abbildung 45).

Abbildung 45: Nationale Grenzkostenkurve der THG-Vermeidung.



Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar mit Daten von Uni Gießen).

Gestrichelte Linie = Schadenskosten der THG-Emissionen infolge des Klimawandel gem. UBA (2024b).

Durchgezogene Linie = Im Vorhaben definierte Kostengrenze, ab der THG-Minderungskosten als „hoch“ eingeschätzt werden (Kapitel 4.2).

Minderungskosten im Ökolanbau ohne Berücksichtigung der Auswirkung von geringeren Naturalerträgen (best-case-Annahme).

Alle Berechnungen wurden mit Kosten- und Preisdaten aus dem Jahr 2023 durchgeführt; Preissteigerungen wurden nicht berücksichtigt.

Die hier dargestellten Maßnahmen (mit Berechnung der Potenziale und der Kosten) ergeben eine kalkulatorische Emissionsreduktion von insgesamt rund 14 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr. Zu beachten ist dabei, dass im Projekt E-MoLL sieben weitere Optionen hinsichtlich ihres Potenzials, jedoch nicht hinsichtlich der Kosten berechnet werden, dieses Potenzial wäre hinzu zu addieren. Das hier ermittelte Reduktionspotenzial entspricht etwa 25 % der sektoralen Emissionen in Deutschland. Zu berücksichtigen ist weiter, dass die Maßnahmen nicht unabhängig voneinander summiert werden können, da die im Vorhaben festgelegten THG-Minderungsmaßnahmen sich zum Teil gegenseitig beeinflussen (vor allem bei Maßnahmen zur N-Mineraldüngerreduktion, Kap.2.7) bzw. auch in ihrer Wirkung überlappen; Doppelzählungen sind daher nicht auszuschließen. Unter anderem deshalb wurde das Minderungspotenzial für die Maßnahme „Optimierung Düngeplanung“ (ZAb) nicht mit in die nationale Grenzkostenkurve aufgenommen.

Nicht aufgenommen in die GKK wird die Maßnahme „Vergärung von Nebenernteprodukten“ (ZBa), die abhängig von der Stromvergütungsregelung eine sehr hohe Spanne für die Minderungskosten aufweist (22 – 3.000 € t⁻¹ CO₂-Äq.). Maßnahmen mit Minderungskosten unterhalb von 100 € t⁻¹ CO₂-Äq. (zur Wahl dieses Schwellenwerts s. Kap. 4.2) bieten ein Minderungspotenzial von zusammen 13 Mio. t CO₂-Äq. (Überschätzung des Potenzials aufgrund möglicher Doppelzählungen ist nicht ausgeschlossen). Besonders hohes Potenzial bei Kosten unter 100 € t⁻¹ CO₂-Äq. weisen die Maßnahmen Senkung von Überschüssen, Düngung mittels Sensoren, Körnerleguminosen, Nitrifikationshemmstoffe, Methanogenese-hemmende Stoffe in Gülle und im Futter sowie Ansäuerung von Gülle im Stall auf. Der ökologische Landbau zeigt auf Basis der hier ver-

wendeten Methodik (ohne Berücksichtigung des Rückgangs der Naturalleistungen des ÖL) ebenfalls hohes Potenzial. Die Maßnahmen Zwischenfruchtanbau (der aber aus verschiedenen anderen Gründen anzustreben ist), Ansäuerung von Gülle bei der Ausbringung sowie Güllekühlung im Stall fallen aufgrund der hohen THG-Vermeidungskosten aus der Umsetzungspriorisierung heraus.

Gemäß der Zielsetzung der EU und der Bundesregierung wird ein intensiverer Ausbau der ökologischen Wirtschaftsweise bis auf 30 % der LF angestrebt. Aufgrund der Veränderungen in der Anbaustruktur und der geringeren Erträge sind solche Zielsetzungen von gesellschaftspolitischer Relevanz. Für das Szenario 4 der Maßnahme M3 – für Erreichen der Zielmarke von 30 % Ökolandbau (BMEL 2023a) – werden im Projekt "E-MoLL" zusätzliche Kosten aufgrund der höheren Flächenprämien für die Einführung und Beibehaltung ökologischer Anbauverfahren in Höhe von rund 276 Mio. € berechnet, die durch die Umstellung von konventioneller auf ökologische Bewirtschaftung entstehen würden. Dies erhöht die Emissionsminderungskosten um weitere 12 € t⁻¹ CO₂-Äq. (ohne Allokation um 48 € t⁻¹ CO₂-Äq.). Bei diesem Beispiel unberücksichtigt bleiben jedoch die höheren Umweltleistungen des Ökolandbaus, etwa im Hinblick auf die Biodiversität, den Boden- und den Gewässerschutz.

Auf gesellschaftlicher Ebene anzusiedeln ist auch eine monetäre Bewertung der Mindererträge bzw. Minderleistungen des ÖL gegenüber dem konventionellen Landbau. In der Beispielrechnung wurde daher angenommen, dass geringere Erträge nicht durch Konsumänderungen, sondern durch Zukauf von konventionellen Produkten ausgeglichen werden, damit insgesamt dieselbe Menge an Nahrungsmitteln zur Verfügung steht. Die Ergebnisse beider Ebenen (Verfahrenebene und Gesellschaftsebene) sind zwar nicht unmittelbar vergleichbar, sollen aber verdeutlichen, dass der alleinige Vergleich von Verfahren oder Betriebszweigen hier an seine Grenzen stößt.

Werden die sinkenden Produktmengen des ÖL durch zusätzliche Importe ausgeglichen, entstehen für den Zukauf im Pflanzenbau Mehrkosten von 0,9 bis 2,59 Mrd. € mit daraus resultierenden Emissionsminderungskosten von 438 bis 453 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Tabelle 156) und bei der Tierhaltung Mehrkosten von 0,45 bis 0,5 Mrd. € (Tabelle 157) mit Emissionsminderungskosten von 113 bis 124 € t⁻¹ CO₂-Äq. (Allokationsregel ist berücksichtigt).

Nicht eingegangen wird hier jedoch auf die höheren Umweltleistungen des Ökolandbaus, die bei einer systemischen Bewertung von Kosten und Nutzen des ÖL auf der gesamtgesellschaftlichen Ebene berücksichtigt werden müssen.

4.6 Fazit

Im vorliegenden Bericht werden die THG-Minderungskosten für den Sektor Landwirtschaft (CRF 3) in Deutschland erstmals mit einer Grenzkostenvermeidungskurve mit insgesamt 17 Maßnahmen berechnet. Aufgrund der gegebenen Rahmenbedingungen des Projekts erfolgt dies mithilfe von existierenden Werkzeugen zur Kosten-/Erlös-Berechnung auf Verfahrens- oder Betriebszweigebene. Liegen keine Werkzeuge vor, werden diese aus eigenen Methoden abgeleitet oder neu erstellt. Hinzu kommen die im Kapitel 4.3 beschriebenen Unsicherheiten. Daher sind diese Ergebnisse als vorläufig zu betrachten. Sie identifizieren jedoch diejenigen Maßnahmen, die sowohl für den Klimaschutz effektiv als auch unter Kostengesichtspunkten effizient sind und sie können daher als Ausgangspunkt für weiterführende umweltökonomische Analysen dienen. Auf die Arbeit sollte ein methodischer Diskurs auf fachtechnischer Ebene aufsetzen. Aufgrund der noch vorhandenen Unsicherheiten sind weitergehende Fachdiskussionen und Forschungsarbeiten zur Absicherung der Ergebnisse erforderlich. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass mit der Berechnung von THG-Vermeidungskosten in der Landwirtschaft zum

Teil methodisches Neuland betreten wurde. Die in Tabelle 139 aufgeführten Kosten stellen Anhaltswerte dar, die für weiterführende Planungen ggf. noch präzisiert werden müssen.

Komplexere Ansätze wie die Einführung politischer Instrumente, die Verarbeitung von Lebensmitteln, die Verschwendung von Lebensmitteln und Fragen der Ernährungsgewohnheiten konnten im Rahmen des Projekts nicht detailliert untersucht werden. Diese weiteren, volkswirtschaftlich relevanten Handlungsfelder weisen möglicherweise effektivere und kostengünstigere Minderungspotenziale auf als die im Bericht betrachteten produktionstechnischen Maßnahmen. Ebenfalls volkswirtschaftlich relevant sind Änderungen im Bewirtschaftungssystem, die mit einer Veränderung der produzierten Nahrungsmittelmenge verbunden sind, wie es unter anderem bei der Umstellung auf ökologischen Landbau der Fall ist. Angesichts limitierter Agrarflächen ist zukünftig eine Methodik zu entwickeln, die diese Faktoren berücksichtigt. Die genannten Aspekte gilt es parallel zu analysieren und zu bewerten, um eine sektorübergreifende Betrachtung und Bewertung zu ermöglichen.

5 Gesamtbewertung und Diskussion der Klimaschutzmaßnahmen

Die Maßnahme M1 „Minderung der N-Überschüsse“ des KSP (Bundesregierung 2019) ist hinsichtlich ihrer THG-Minderungswirkung von max. 1,7 Mio. t CO₂-Äq. sehr effektiv und weist zudem weitere positive Umweltwirkungen auf, bspw. in Bezug auf das Nitratauswaschungspotenzial oder die Ammoniakemissionen. Insbesondere durch die geminderten THG-Emissionen in der Produktion und dem Transport von N-Mineraldüngern hat diese Maßnahme ein hohes Klimaschutzpotenzial von insgesamt max. 4,0 Mio. t CO₂-Äq. (vgl. Kap. 2). Die Minderungskosten sind kostenneutral.

Das Ziel der Maßnahme M1, Mineraldünger einzusparen, indem der N-Gesamtüberschuss auf 70 kg N ha⁻¹ gesenkt wird (Bundesregierung 2019), wird jedoch nicht zwangsläufig erreicht. Wie in Kap. 2.7 beschrieben, steigt der Mineraldüngereinsatz in der Baseline bis 2030 an, der N-Gesamtüberschuss von 70 kg N ha⁻¹ wird dennoch eingehalten. Die Effizienz der N-Düngung, welche mit dieser Maßnahme erreicht werden soll, und ebenso direkte und indirekte Lachgasemissionsminderungen sind hierbei nicht die treibenden Faktoren. Vielmehr wird der Zielwert durch geringere Tierbestände und den Rückgang der Energiepflanzenvergärung erreicht.

Die Mineraldüngereinsparungen dieser Maßnahme sollen u.a. über die DüV erreicht werden und zusätzlich sollen indirekte Lachgasemissionen durch das Erreichen der NEC-Ziele gemindert werden. Durch die Umsetzung der DüV werden jedoch nach Häußermann et al. (im Druck) nur 120 Gg N statt der nach KSP geplanten 423 Gg N Mineraldünger eingespart. Die THG-Minderungen fallen daher mit 0,5 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 1,1 Mio. t CO₂-Äq. inkl. Emissionen außerhalb des landwirtschaftlichen Sektors geringer aus als im KSP angenommen. Durch weitere Maßnahmen kann jedoch die N-Effizienz bei der Düngung verbessert und dadurch Mineraldünger eingespart werden. Dazu eignen sich bspw. Maßnahmen aus dem Bereich A zu Düngung und Pflanzenbau oder auch die N-Steuer auf N-Mineraldünger (Maßnahme ZEd), wobei keine Einzelmaßnahme annähernd ausreicht, um den Zielwert von 423 Gg N Mineraldüngereinsparung zu erreichen. Hierbei ist aber zu beachten, dass für die Zielerreichung durch die gelisteten Maßnahmen zusätzliche Verminderungskosten anfallen würden. Aus Sicht der Autor*innen ist daher eine Minderung von 423 Gg N-Mineraldünger nicht wie oben beschrieben zwangsläufig kostenneutral erreichbar.

Durch die optimierte Düngeplanung (ZAb), die teilflächenspezifische Düngung mittels Sensoren (ZAc) sowie durch den Abbau von Sicherheitszuschlägen (ZAg) wird die N-Effizienz bei der Düngung verbessert. Durch den eingesparten Mineraldünger können die THG-Emissionen um 0,5 Mio. t CO₂-Äq. (ZAb), 0,1 Mio. t CO₂-Äq. (ZAc). bzw. 0,2 Mio. t CO₂-Äq. (ZAg) gemindert werden. Die Kosten für die Vermeidung für diese Maßnahmen variieren sehr stark, jedoch werden in allen Fällen Kosten eingespart: durch die optimierte Düngeplanung werden Kosten in Höhe von - 179 € t⁻¹ CO₂-Äq. reduziert, durch den Abbau von Sicherheitszuschlägen mit -309 € t⁻¹ CO₂-Äq. und durch die teilflächenspezifische Düngung mit -487 bis -1.273 € t⁻¹ CO₂-Äq. werden Kosten noch beträchtlicher gemindert. Folglich ist die optimierte Düngeplanung zwar die aus Klimaschuttsicht effektivste der drei Maßnahmen, die aus Kostensicht effizientesten sind jedoch die anderen beiden Maßnahmen. Insbesondere durch die teilflächenspezifische Düngung mit Pflanzenspektrografen und Sensoren werden mit der THG-Minderung sogar Kosten reduziert. Jedoch können die Einsparungen nur soweit erfolgen, wie die N-Düngung durch die jeweilige Maßnahme effizienter gestaltet werden kann. Insbesondere bei der teilflächenspezifischen Düngung ist das Mineraldüngereinsparpotenzial und daher auch das THG-Minderungspotenzial mit 0,1 Mio. t CO₂-Äq. relativ gering. Dennoch eignen sich alle drei Maßnahmen dazu, die N-Effizienz bei gerin-

gen bis eingesparten Kosten zu verbessern. Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Mineraldüngereinsparungen der Einzelmaßnahmen, wie in Kap. 2.7 diskutiert, bei gemeinsamer Umsetzung nicht vollständig aufsummiert werden können, da sich die Effekte teilweise überlagern können.

Weitere Maßnahmen, die den Mineraldüngereinsatz mindern, jedoch nicht auf eine N-Effizienzsteigerung ausgelegt sind, und für die eine Kostenberechnung durchgeführt wurde, sind der Anbau von Körnerleguminosen (ZAd), der Zwischenfruchtanbau (ZAe) sowie der Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen (ZA_h). Die THG-Minderungspotenziale liegen bei diesen drei Maßnahmen sehr weit auseinander: durch den Anbau von Körnerleguminosen können 0,6 bis 1,2 Mio. t CO₂-Äq. gemindert werden, bei Zwischenfrüchten sind es hingegen nur 0,1 Mio. t CO₂-Äq. und bei Verzicht auf Qualitätsdüngung sogar nur weniger als 0,1 Mio. t CO₂-Äq. Für die Umsetzung dieser Maßnahmen entstehen hingegen zum Teil hohe Kosten pro Tonne THG-Minderung. Durch den Ausbau des Anbaus von Körnerleguminosen werden Kosten in Höhe von -171 bis -55 € t⁻¹ CO₂-Äq. vermieden. Für den Verzicht auf Qualitätsdüngung bei Weizen liegen die Minderungskosten dagegen in einer Spanne von 190 bis 1.033 € t⁻¹ CO₂-Äq. Der Zwischenfruchtanbau verursacht sehr hohe Minderungskosten mit 779 € t⁻¹ CO₂-Äq. Im Vergleich zu den Maßnahmen zur effizienteren Düngung sind die beiden letztgenannten Maßnahmen wesentlich weniger kosteneffizient: mit hohen Kosten wird nur eine verhältnismäßig geringe THG-Minderung erreicht. Jedoch weisen insbesondere der Anbau von Körnerleguminosen und der Zwischenfruchtanbau zusätzliche positive Umweltwirkungen auf. In der Kostenberechnung ist zudem nicht das Emissionsminderungspotenzial bei der Herstellung und Transport von Mineraldünger enthalten, welches mit allen bisher diskutierten Maßnahmen zusätzlich erreicht werden kann. Für den Anbau von Körnerleguminosen ist zudem relevant, wie groß die Nachfrage nach inländisch produzierten Körnerleguminosen wie Soja ist und in wieweit Sojaanbau in Deutschland den Import von Soja ersetzen kann. Die Kosten eines Verzichts auf Spätdüngung bei Weizen sind stark von den Qualitätsansprüchen des Handels an Backweizen abhängig, die Maßnahme hat aber auch nur einen geringen THG-Minderungseffekt.

Auch die Ammoniakemissionsminderungsziele der NEC-Richtlinie und des KSP werden nicht ausschließlich mit der Maßnahme M1 erreicht, hierfür sind weitere spezielle Maßnahmen im Bereich Stall und Wirtschaftsdüngerlager bzw. -ausbringung notwendig. Die Minderung direkter Lachgasemissionen bei der Ausbringung kann derzeit höchstens durch Inhibitoren erreicht werden. Für die Ausbringung sind die Ansäuerung von Gülle und Gärresten (ZAa) zur Minderung indirekter Lachgasemissionen sowie der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen (ZAf) zur Minderung direkter Lachgasemissionen untersucht worden. Die Minderung durch die Ansäuerung ist relativ gering mit 0,05 Mio. t CO₂-Äq., die Minderungskosten sind jedoch sehr hoch mit 1.110 € t⁻¹ CO₂-Äq. Diese Maßnahme ist folglich für THG-Minderungen wenig empfehlenswert. Der Einsatz von Nitrifikations-Hemmstoffen ist mit 1 Mio. t CO₂-Äq. effektiver und auch mit 84 bis 89 € t⁻¹ CO₂-Äq. wesentlich günstiger bezogen auf die THG-Minderung. Da jedoch sowohl die Wirksamkeit als auch die Umweltwirkungen von Nitrifikations-Hemmstoffen derzeit noch strittig sind (Beisecker et al. 2023; Karges et al. 2023; Kübeck et al. 2022), kann diese Maßnahme nicht abschließend bewertet werden.

Drei Maßnahmen, die primär der Ammoniakemissionsminderung im Stall dienen, sind das optimierte Wirtschaftsdüngermanagement (ZCa), der emissionsoptimierte Offenstall (ZCb) sowie die Güllekühlung (ZCc). Diese drei Maßnahmen verursachen hohe Minderungskosten von bis zu 235 € t⁻¹ CO₂-Äq. für ein optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement und für emissionsoptimierte Offenställe sowie bis zu 114 € t⁻¹ CO₂-Äq. für die Güllekühlung (ZCc). Dies liegt an den geringen THG-Minderungspotenzialen von 0,4 Mio. t CO₂-Äq. (ZCb und ZCa) bzw. 0,1 Mio. t CO₂-Äq. (ZCc), denen hohe Kosten für die notwendigen Umbauten im Stall bzw. für die Installation der

Gülleabkühlung entgegenstehen. Die Gülleansäuerung im Stall hat hingegen mit 25 bis 43 € t⁻¹ CO₂-Äq. bei einer THG-Minderung von 1,6 Mio. t CO₂-Äq. sowohl bezüglich des THG-Minderungspotenzials als auch der Kosten gegenüber den anderen Maßnahmen Vorteile. Jedoch ist die Umsetzung der Maßnahme aufgrund der rechtlichen Vorgaben für die Handhabung und Zugabe von Säure im Stall derzeit schwierig.

Die bisher aufgeführten Maßnahmen zeigen, dass die Spanne der Minderungskosten sehr weit ist. Insbesondere Maßnahmen im Stall und im Pflanzenbau sind teurer, Maßnahmen mit Einsparung von Mineraldünger hingegen sind kosteneffizienter. Jedoch sind viele Maßnahmen nicht primär Klimaschutzmaßnahmen, sie wirken sich noch stärker auf andere Umweltgüter aus. Bspw. sind die Gülleabkühlung im Stall oder die Ansäuerung bei Ausbringung von Gülle und Gärresten sehr effektiv, um Ammoniakemissionen zu mindern (Häußermann et al. 2020). Der Anbau von Zwischenfrüchten und Körnerleguminosen hat viele weitere positive Umweltwirkungen, bspw. für den Boden (Erosionsschutz) und für den Grundwasserschutz (Nitratauswaschung). Dies unterstreicht die Bedeutung der Allokationsregeln, mit der die Kosten einer Maßnahme auf verschiedene Umweltgüter verteilt werden. Die im vorliegenden Projekt verwendeten Allokationsregeln basieren überwiegend auf einer subjektiven Einschätzung zur Aufteilung auf die jeweiligen Maßnahmenziele; zukünftige Kostenbewertungen sollten sich mit der Problematik der Allokationsmethodik vertieft auseinandersetzen.

Der Ausbau der Wirtschaftsdüngervergärung (M2) auf 70 % scheint derzeit zwar aus technischen Gründen unrealistisch (vgl. Kap. 2.7), die THG-Emissionen könnten damit jedoch um bis zu 5,0 Mio. t CO₂-Äq. gemindert werden. Wird die Änderung der produzierbaren Energie in landwirtschaftlichen Biogasanlagen berücksichtigt und der Vergleich zur Energieproduktion aus Erdgas gezogen, sinkt das Minderungspotenzial auf max. 4,3 Mio. t CO₂-Äq. ab. Die Minderungskosten sind mit -48 bis 61 € t⁻¹ CO₂-Äq. relativ gering. In der Literaturrecherche sind höhere Minderungskosten von 75 € t⁻¹ CO₂-Äq. für die Wirtschaftsdüngervergärung zzgl. 50 € t⁻¹ CO₂-Äq. für die Abdeckung der Gärrestlager ermittelt worden. Diese geringeren Kosten für die Umsetzung dieser Maßnahme sind auf den großen Biogasanlagenbestand innerhalb Deutschlands zurückzuführen. Einige dieser Anlagen werden bereits für Wirtschaftsdüngervergärung genutzt, andere wiederum für die Vergärung von Energiepflanzen. Die Umrüstung von NaWaRo-Anlagen, also Biogasanlagen mit Energiepflanzen als Substrat, erfordert nur geringe technische Anpassungen. Die hier ermittelten Ergebnisse sind folglich nicht ohne weiteres auf andere Länder übertragbar, sofern der Biogasanlagenbestand nicht vergleichbar groß und relativ gleichmäßig in der Fläche verteilt ist. Zusätzlich zu den geringen Kosten (bis zu Kostenminderungen) und dem hohen THG-Minderungspotenzial steht mit dieser Maßnahme mehr Fläche für den Anbau von Lebensmitteln zur Verfügung, da weniger Energiepflanzen benötigt werden. Trotz der geringen Kosten und dem bereits laufenden Förderprogramm (BMEL 2022a) gibt es derzeit allerdings keine Anzeichen für die Zunahme der Vergärung von Wirtschaftsdüngern. Die anderen Maßnahmen mit Änderung des Substrateinsatzes in Biogasanlagen sind wenig effektiv bezogen auf die THG-Minderung. Für die Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa) sind die Kosten für mehrere Szenarien berechnet worden, welche sich im Anteil des Strohens unterscheiden. Bei einer THG-Minderung von nur max. 0,08 Mio. t CO₂-Äq. entstehen Minderungskosten von 22 – 3.000 € t⁻¹ CO₂-Äq., weshalb diese Maßnahme weder kosteneffizient ist noch effektiv THG-Emissionen mindert.

Für zwei weitere Maßnahmen, die ausschließlich Methanemissionen mindern, sind ebenfalls Kosten berechnet worden: der Einsatz von Methanogenese-hemmenden Güllezusätzen (ZCf) sowie Methanogenese-hemmenden Futterzusätze für Milchkühe (ZDd). Die THG-Minderung ist für beide Maßnahmen mit 1,4 Mio. t CO₂-Äq. (ZCf) bzw. 1,3 Mio. t CO₂-Äq. (ZDd) sehr hoch. Für die

Güllezusätze sind die Minderungskosten mit 9 bis 15 € t⁻¹ CO₂-Äq. gering, die Futterzusätze erzeugen mit 72 € t⁻¹ CO₂-Äq. höhere Minderungskosten. Diese beiden Maßnahmen sowie die Vergärung von Wirtschaftsdünger und die Ansäuerung im Stall (ZCd) sind einige der wenigen Maßnahmen, die effektiv Methanemissionen mindern, ohne den Rindviehbestand zu reduzieren. Die Vergärung von Wirtschaftsdünger ist derzeit die einzige Maßnahme, die effektiv und kosteneffizient Methanemissionen mindert. Dagegen ist die Ansäuerung im Stall rechtlich schwer umsetzbar, gegen die Inhaltstoffe von Güllezusätzen läuft derzeit ein EU-Beschränkungsverfahren, und für den Einsatz von Futterzusätzen ist deren Wirksamkeit in Langzeitstudien noch nicht nachgewiesen und zudem ist die langfristige Auswirkung auf die Tiergesundheit nicht ausreichend geklärt. Die Vergärung von Wirtschaftsdünger erhöht allerdings das Nitratauswaschungspotenzial, was jedoch durch eine an die N-Gehalte der Gärreste angepasste Düngung vermieden werden kann; die sonstigen Umweltwirkungen sind positiv bis neutral.

Die dritte Maßnahme des KSP, die sich als sehr THG-emissionsmindernd erwiesen hat, ist der Ausbau des Ökolandbaus (M3) mit max. 5,9 Mio. t CO₂-Äq. THG-Minderung (inkl. Minderung Mineraldüngerherstellung und -transport). Auch die ermittelten Minderungskosten sind positiv, damit können -56 bis -39 € t⁻¹ CO₂-Äq. (für Szenario 2 mit 20 % Flächenanteil Ökolandbau) eingespart werden.

Für diese Maßnahme als auch für weitere Maßnahmen, in denen Produktmengen verändert wurden gilt, dass deren Auswirkung auf Marktpreise und -nachfrage untersucht werden müsste. Eine Anpassung der Nachfrage und des Konsums an ein verändertes Angebot aus dem inländischen Anbau, bspw. in Form von mehr Körnerleguminosen, weniger tierischen Produkten oder mehr Ökoprodukten, ist nicht zwangsläufig zu erwarten. Daher bestehen die THG-Minderungen nur, sofern ein verändertes Angebot nicht zu einer erhöhten Nachfrage an Importen führt. Der Beitrag für den weltweiten Klima- und Umweltschutz ist mit Einführung dieser Maßnahmen nur dann gegeben, wenn die inländische Produktion nicht ins Ausland verlagert wird und dort äquivalente THG-Emissionen verursacht oder in anderer Weise umweltschädlich wirkt. Nichtsdestotrotz sind die positiven Effekte der Maßnahmen mit einem gesellschaftlichen Nutzen verbunden.

Die Zusammenstellung im E-MoLL-Projekt ermöglicht eine umfassende Bewertung der Klimaschutzmaßnahmen, in welche nicht nur das THG-Minderungspotenzial, sondern auch Trade-Offs und Minderungskosten eingehen. Für einige Maßnahmen konnten im Rahmen dieses Projekts keine Kosten ermittelt werden, was nach Ansicht der Autor*innen in Folgestudien untersucht werden sollte. Ebenso fehlt für eine abschließende Bewertung der hier untersuchten Maßnahmen die Berechnung der Energieverbräuche, welche durch die Maßnahmen verändert werden. So wirkt sich beispielsweise der Ausbau des Ökolandbaus oder der Anbau von Zwischenfrüchten und Körnerleguminosen auf die notwendigen Arbeitsgänge bei der Außenwirtschaft, bspw. für die Aussaat und Ernte der Zwischenfrüchte, aus. Daher ist es relevant, auch diese THG-Änderungen über Energieeinsparungen oder auch -mehrbedarf in die Gesamtbewertung mit einzubeziehen.

Auch mögliche Klimaschutzmaßnahmen, die sich auf die Senkung energiebedingter Emissionen auswirken, wie der Einsatz von Biokraftstoffen und die Streichung der Agrardieselsubvention, sind im hier vorgestellten Projekt nicht analysiert worden. Dem WBAE-Gutachten zufolge ist die Wirksamkeit des Einsatzes von Biokraftstoffen nicht eindeutig, da das THG-Minderungspotenzial stark durch THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen beeinflusst wird und daher Biokraftstoffe sowohl geringere als auch höhere THG-Emissionen im Vergleich zu fossilen Energieträgern verursachen können (WBAE und WBW 2016). Die Streichung der Agrardieselsubventionen wird nicht thematisiert (WBAE und WBW 2016). Als eine der fünf Klimaschutzmaßnahmen des KSP wird im Gutachten die Steigerung der Energieeffizienz der mobilen und stationären

Verbrennung in der Landwirtschaft genannt. Das Modell für diesen Emissionsbereich (Kap. 3) wurde jedoch erst im Rahmen des Projekts entwickelt und ist darauf beschränkt, mögliche Energieeinsparungen aufzuzeigen und Minderungspotenziale für die Bereiche Acker- und Grünlandbewirtschaftung, Tierhaltung und Unterglasanbau abzuschätzen; weitergehende Minderungsmaßnahmen konnten nicht konkretisiert und untersucht werden. Aufgrund der bestehenden Abweichung zwischen den Ergebnissen des dafür genutzten Modell TREMOD (Harthan et al. 2024) und den hier vorgestellten eigenen Projektergebnissen wird daher zunächst ein Methodenvergleich zur Emissionsberechnung aus stationärer und mobiler Verbrennung angeregt.

6 Fazit und Ausblick

Mit der Änderung des KSG in 2024 sind die verbindlichen THG-Sektorenziele für 2030 weggefallen. Das bedeutet, dass die Überschreitung eines sektoralen Emissionsziels jetzt keine unmittelbare Konsequenz mehr für den betreffenden Sektor hat, während die vorherige KSG-Fassung in dieser Situation zwingend ein Sofortprogramm zur Gewährleistung der Zielerreichung bis 2030 vorsah. Das KSG 2024 legt jetzt nur noch einen verbindlichen Zielwert für die Gesamtemission in der Summe aller Sektoren fest. Dadurch steigt die Relevanz der THG-Minderungsziele für 2045 als Kontrollinstrument für die Zielerreichung. Die Erreichung der Netto-Klimaneutralität in 2045 bedeutet, dass alle Sektoren zusammen dann noch maximal diejenige THG-Menge freisetzen dürfen, die durch den LULUCF-Sektor als Senke bereitgestellt wird. Gemäß Zielformulierung des KSG soll diese Senke des LULUCF-Sektors dann 40 Mio. t CO₂-Äq. betragen.

Die Emissionen im Sektor Landwirtschaft sind auf biologische Prozesse in belebten Systemen zurückzuführen und können daher nicht vollständig vermieden werden. Derzeit (Stand 2023) werden im Sektor Landwirtschaft rund 52 Mio. t CO₂-Äq. Emissionen (Vos et al. 2024) emittiert (ohne die Emissionen aus mobiler und stationärer Verbrennung; s. Kap. 3). Unter der Annahme, dass die für die Netto-Klimaneutralität maximal zulässigen 40 Mio. t CO₂-Äq. Restemissionen ausschließlich der Landwirtschaft zugestanden werden, bestünde ein Minderungsbedarf von 12 Mio. t CO₂-Äq. Für die Kombination der Maßnahmen des KSP berechnet sich eine THG-Minderung von maximal 10 Mio. t CO₂-Äq., es verbleibt somit eine Lücke von mindestens 2 Mio. t CO₂-Äq. Diese maximal 10 Mio. t CO₂-Äq. Minderung beruhen allerdings auf sehr optimistischen Annahmen: die Steigerung der Wirtschaftsdüngervergärung auf die Zielmarke von 70 % des Anfalls erscheint derzeit genauso herausfordernd wie die Ausweitung des Ökolandbaus auf 30 % Flächenanteil.

Auch in den Projektionsberichten 2023 und 2024 werden die Zielmarken der Klimaschutzpolitik kritisch betrachtet (Harthan et al. 2023; Harthan et al. 2024). Ein THG-Minderungspotenzial durch das KSP i.H.v. nur 3,5 Mio. t CO₂-Äq., das heißt nur rund einem Drittel des optimistischen Szenarios, erscheint auch nach Harthan et al. (2023) und Harthan et al. (2024) aus derzeitiger Sicht wesentlich realistischer. Folglich sind sowohl weitere Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft als auch Anreize zur besseren Zielerreichung bzw. zur schnelleren Umsetzung bereits beschlossener Maßnahmen dringend erforderlich, um einen Beitrag zum Gesamtminierungspotenzial für 2030 und in den folgenden Jahren leisten zu können.

Das Klimaschutzgutachten des WBAE (2016) fordert daher einen höheren Beitrag der Landwirtschaft als bisher, um die Klimaziele in Deutschland zu erreichen. Die vorliegende Untersuchung benennt dafür zahlreiche Maßnahmen und beziffert deren THG-Minderungspotenzial. Die notwendigen Anpassungsprozesse hin zu einer klimafreundlicheren Landwirtschaft erfordern einen langen Zeitraum. Als einer der am stärksten vom Klimawandel betroffenen Sektoren liegt ein großes Eigeninteresse vor, den Klimawandel und seine Auswirkungen für den Sektor so gering wie möglich zu halten. Weil einige der effektivsten Klimaschutzmaßnahmen einen langen Zeithorizont benötigen, um ihre volle Wirkung zu entfalten, ist es geboten die Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen fortzusetzen und auszubauen sowie neue Maßnahmen zu initiieren. Viele landwirtschaftliche Klimaschutzmaßnahmen haben zudem zahlreiche positive Synergieeffekte mit anderen Umweltgütern (z.B. Boden, Wasser, Luft und Biodiversität).

Mithilfe des EMMA-L-NC-Modells kann die Wirkung einzelner Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft berechnet werden. Zusätzlich können auch die Wirkungen auf andere Umweltgüter, die Änderungen der Gesamtproduktionsmengen in der Landwirtschaft (in Getreideeinheiten sowie in Proteinmengen) und darüber hinaus die Auswirkungen auf THG-Emissionen in anderen Sektoren bei Änderung der Mineraldüngereinsatzmengen und der landwirtschaftlichen

Biogasproduktion mit EMMA-L-NC abgebildet werden. Dies ermöglicht es, „pollution swapping“, also die Verlagerung von negativen Effekten auf andere Umweltmedien und/oder Sektoren, zu vermeiden.

Weiterhin liegen für eine Reihe von Maßnahmen Kostenberechnungen vor. Die Kosten bilden ein wichtiges Kriterium für die Ausgestaltung und die Akzeptanz des Klimaschutzes in der Landwirtschaft. Einzelne Maßnahmen führen teilweise zu erheblichen Mehrbelastungen auf betrieblicher Ebene, andere wiederum sind mit Einsparungen verbunden. Die Akzeptanz und Umsetzung ist daher eng mit den Minderungskosten gekoppelt. Im vorliegenden Projekt sind für eine Vielzahl von Maßnahmen das THG-Minderungspotenzial, für einzelne Maßnahmen ergänzend die Minderungskosten und Kosten je Tonne THG-Minderung sowie die Umweltwirkungen und Auswirkungen auf andere Sektoren ermittelt worden. Die Ergebnisse dieses Projektes können daher als Ausgangspunkt für die Auswahl und Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen herangezogen werden, wobei die Ermittlung der Kosten für eine Reihe von Maßnahmen zunächst noch methodisch und fachlich weiter abgesichert werden muss.

Die untersuchten Maßnahmen stellen dabei jedoch nicht alle effektiven, denkbaren Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft dar. Daneben gibt es auch weitere Trade-Offs, die berechnet werden sollten. Bspw. ist für die Bewertung von Produktmengenänderungen entscheidend, ob diese durch ausländische Produktion ersetzt werden oder, wie hier angenommen, nicht ausgeglichen werden müssten. Ersteres könnte zur Verlagerung von THG-Emissionen ins Ausland sowie zu Kosten für den Ausgleich des entstehenden Produkt-Deltas bei Produktmengenänderungen führen, letzteres hingegen würde keine zusätzlichen Kosten und THG-Emissionen zur Folge haben.

Für einen weiteren Quellbereich von THG-Emissionen in der Landwirtschaft wurde im Projekt eine wichtige Grundlage gelegt: das entwickelte Modell zur Ermittlung der Energieverbräuche stationärer und mobiler Verbrennungsanlagen erlaubt es, Änderungen in der landwirtschaftlichen Produktion auch auf Ebene der Energieverbräuche abzubilden. So wirkt sich beispielsweise die Umstellung auf Ökolandbau oder die Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus auf die notwendigen Arbeitsgänge im Pflanzenbau aus. Mithilfe dieser Methode können diese Änderungen in Bezug auf die Energieverbräuche und die damit verbundenen THG-Emissionen abgebildet werden. Im Rahmen dieses Projekts war es zwar aus Zeitgründen nicht möglich, mit dem neuentwickelten Modell diese Auswirkungen zu quantifizieren, jedoch ist damit die Grundlage für die Erweiterung der Gesamtbewertung um die THG-Emissionen aus stationärer und mobiler Verbrennung in der Landwirtschaft geschaffen worden.

Die Systemgrenze der hier vorgestellten Bewertung von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bildet, gemäß der Abgrenzung des KSG, der CRF-Sektor 3 "Landwirtschaft" zusammen mit der Quellgruppe 1.A.4.c(i) "Verbrennung von Brennstoffen in Landwirtschaft". Maßnahmen im CRF-Sektor 4 "Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF)" sind nicht Bestandteil des Modells EMMA-L-NC. In diesem Zusammenhang ist jedoch auf die herausragende Bedeutung der landwirtschaftlichen Bodennutzung für die THG-Emissionen dieses Sektors hinzuweisen. Gemäß KSG muss die LULUCF-Emissionsbilanz auf mindestens -25 Mio. t CO₂-Äq. bis zum Jahr 2030 und mindestens -40 Mio. t CO₂-Äq. bis 2045 verbessert werden. Das heißt, dass der Sektor LULUCF sich (netto) zu einer CO₂-Senke entwickeln soll, mit dem die THG-Bilanz Deutschlands beträchtlich entlastet wird. Diese Vorgabe des KSG erscheint in Anbetracht der aktuellen Situation jedoch illusorisch: die landwirtschaftliche Nutzung von entwässerten organischen Böden verursacht seit 2010 durchgängig Emissionen von jährlich rund 38 Mio. t CO₂-Äq. (UBA 2024) und stellt damit eine erhebliche THG-Quelle dar; ein rückläufiger Trend ist seit Beginn der Zeitreihe 1990 nicht zu erkennen (höhere Werte vor 2010 sind

auf methodische Änderungen zurückzuführen). Bei den gesamten Ausführungen und Schlussfolgerungen zu den E-MoLL-Ergebnissen zu Wirksamkeit, Kosten und Akzeptanz von THG-Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft ist daher stets mit zu bedenken, dass zusätzlich zu den hier vorgestellten THG-Minderungsoptionen von ca. 15 bis 20 Mio. t CO₂-Äq. in der nächsten Dekade überschlägig nochmal mindestens die doppelte THG-Minderungserfordernis im Bereich LULUCF auf die Landwirtschaft zukommt.

Aus Sicht der Autor*innen ist ein Schlüsselfaktor für eine erfolgreiche Klimaschutzpolitik, dass die dafür notwendigen tiefgreifenden agrarstrukturellen, sozialen und technischen Veränderungsprozesse so gestaltet werden, dass die Anpassungsfähigkeit und die Transformationsbereitschaft der landwirtschaftlichen Betriebe nicht überfordert werden.

7 Quellenverzeichnis

- 50Hertz Transmission GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Veröffentlichung von EEG-Daten. <https://www.50hertz.com/de/Transparenz/Kennzahlen/VeroeffentlichungenzumEEG> (Zugriff am: 10.07.2024).
- Aarnink, A.; Verstegen, M. (2007): Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. In: *Livestock Science*, 109, 1-3, S. 194 – 203. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.01.112>.
- AG Energiebilanzen e.V. (AGEB) [Hrsg.] (2021): Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2020, Berlin, Bergheim. www.ag-energiebilanzen.de (Zugriff am: 10.07.2024).
- Agrarheute [Hrsg.] (2019): Nitrifikationshemmer: Tipss zum Einsatz von Piadin und Co. in Gülle. <https://www.agrarheute.com/management/betriebsfuehrung/nitrifikationshemmer-tipps-einsatz-piadin-co-guelle-535224> (Zugriff am: 28.11.2023).
- AgUmenda (2021): Fachinformation - Zum Einsatz von Nitrifikationshemmern. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/Fachinfo_Einsatz_Nitrifikationshemmer.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).
- Alderkamp, L. M.; Klootwijk, C.W.; Schut, A.G.T.; Van Der Linden, A.; Van Middelaar, C.E.; Taube, F. (2025): Integrating crop and dairy production systems: Exploring different strategies to achieve environmental targets. *Science of The Total Environment* 958, 177990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177990>.
- Alig, M.; Prechsl, U.; Schwitter, K.; Waldvogel, T.; Wolff, V.; Wunderlich, A.; Zorn, A.; Gaillard, G. (2015): Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmassnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. *Agroscope, Agroscope Science* 29/2015, Zürich.
- Allekotte, M.; Biemann, K.; Heidt, C.; Colson, M.; Knörr, W. (2030): Aktualisierung der Modelle TREMOD/TREMOD-MM für die Emissionsberichterstattung 2020 (Berichtsperiode 1990-2018). Berichtsteil „TREMOD“. Umweltbundesamt, UBA-Texte 116/2020, Dessau-Roßlau, 205 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-06-29_texte_116-2020_tremod_2019_0.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).
- Amprion GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Aktuelle EEG-Anlagendaten. <http://www.amprion.net/eeg-anlagenstammdaten-aktuell> (Zugriff am: 10.07.2024).
- Athai, J.; Kuntscher, M.; Schmidt, T. (2023): Lebensmittelabfälle und -verluste in der Primärproduktion und in der Verarbeitung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 209, Braunschweig, 125 S. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn066143.pdf (Zugriff am: 30.06.2024).
- Bampidis, V.; Azimonti, G.; Bastos, M. d. L.; Christensen, H.; Dusemund, B.; Fašmon Durjava, M.; Kouba, M.; López-Alonso, M.; López Puente, S.; Marcon, F.; Mayo, B.; Pechová, A.; Petkova, M.; Ramos, F.; Sanz, Y.; Villa, R. E.; Woutersen, R.; Aquilina, G.; Bories, G.; Brantom, P. G.; Gropp, J.; Svensson, K.; Tosti, L.; Anguita, M.; Galobart, J.; Manini, P.; Tarrès-Call, J.; Pizzo, F. (2021): Safety and efficacy of a feed additive consisting of 3-nitrooxypropanol (Bovaer® 10) for ruminants for milk production and reproduction (DSM Nutritional Products Ltd). In: *EFSA journal. European Food Safety Authority*, 19, 11, S. e06905. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6905>.
- BayWa [Hrsg.] (2024a): Produktinformationen SKW PIADIN®. <https://www.baywa.de/de/pflanzenbau/mais/pflanzenschutz/ergaenzendes-sortiment/n-stabilisatoren/skw-piadin/-pp-6877511/?q=%3Arelevance> (Zugriff am: 17.07.2024).
- BayWa [Hrsg.] (2024b): Produktionformationen N-Lock. <https://www.baywa.de/de/pflanzenbau/pflanzenschutzmittel/ergaenzendes-sortiment/n-stabilisatoren/-n-lock/-pp-6877507/?q=%3Arelevance> (Zugriff am: 17.07.2024).
- Beisecker, R.; Seith, T.; Kübeck, C.; Karges, U. (2023): Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren – rechtlicher Rahmen und wasserwirtschaftliche Einordnung. In: *Energie-Wasser-Praxis*, 05/2023, S. 46 – 54.

Biewald, A.; Gniffke, P.; Fuß, R. (2022): Prozentuale Sektorziele ermöglichen mehr Klimaschutz – das aktuelle Fallbeispiel Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/factsheet_prozentuale_sektorziele_ermoenli-chen_mehr_klimaschutz.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Biewald, A.; Pacholski, A.; Dippon-Deißler, U.; Klitzke, S.; Noll, L. (2025): Urease- und Nitrifikationsinhibitoren für Klima- und Umweltschutz: Chance oder Risiko? Umweltbundesamt, UBA-Texte XX/2025, Dessau-Roßlau. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-7771>.

Blázquez, C. S.; Borge-Diez, D.; Nieto, I. M.; Maté-González, M. Á.; Martín, A. F.; González-Aguilera, D. (2022): Geothermal Heat Pumps for Slurry Cooling and Farm Heating: Impact and Carbon Footprint Reduction in Pig Farms. In: *Sustainability*, 14, 10, S. 5792. <https://doi.org/10.3390/su14105792>.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [Hrsg.] (2007): Bodenarten der Böden Deutschlands, 43 S. https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/Bodenarten_Bericht.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (Zugriff am: 23.06.2024).

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [Hrsg.] (2021): Modellhaftes Demonstrationsnetzwerk zur Ausweitung und Verbesserung des Anbaus und der Verwertung von Leguminosen mit Schwerpunkt Erbsen und Ackerbohnen in Deutschland (DemoNet Erbse Bohne), Bonn, 222 S. https://orgprints.org/id/e-print/43839/9/2815EPS028-Abschlussbericht-DemoNetErBo-2016-2021-update_202307.pdf (Zugriff am: 12.07.2024).

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [Hrsg.] (2023): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2023, Bonn.

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [Hrsg.] (2024a): Bundesprogramm Umbau Tierhaltung. https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Bundesprogramm_Umbau_Tierhaltung/BUT_node.html (Zugriff am: 14.10.2024).

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [Hrsg.] (2024b): Nährstoffversorgung im Öko-Gemüsebau. <https://www.oekolandbau.de/landwirtschaft/pflanze/spezieller-pflanzenbau/naehrstoffversorgung-im-oeko-gemuesebau/> (Zugriff am: 17.06.2024).

Bundesministerium der Finanzen (BMF) [Hrsg.] (2024): Bericht der Bundesregierung über die Entwicklung der Finanzhilfen des Bundes und der Steuervergünstigungen für die Jahre 2021 bis 2024 (29. Subventionsbericht), Subventionsbericht 29, Berlin, 627 S. https://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Downloads/Broschueren_Bestellservice/29-subventionsbericht.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (Zugriff am: 14.07.2024).

Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (Stoffstrombilanzverordnung - StoffBilV), StoffBilV, 2018.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2020): Eiweißpflanzenstrategie des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft zur Förderung des Leguminosenanbaus in Deutschland, Bonn. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/EiweisspflanzenstrategieBMEL.pdf?__blob=publicationFile&v=6 (Zugriff am: 10.07.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2021): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2019/2020. <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/testbetriebsnetz/testbetriebsnetz-landwirtschaft-buchfuehrungsergebnisse> (Zugriff am: 23.02.2022).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2022a): Richtlinie zur Förderung von Investitionen in emissionsmindernde Maßnahmen bei der Vergärung von Wirtschaftsdüngern vom 13. Januar 2022.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2022b): Statistischer Monatsbericht, Bonn. <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistischer-monatsbericht> (Zugriff am: 10.07.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2023a): Bio-Strategie 2030. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/bio-strategie-2030.pdf?__blob=publicationFile&v=10 (Zugriff am: 08.05.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2023b): Vorläufiges Futteraufkommen im Wirtschaftsjahr 2020/21. <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/tierhaltung/futtermittel> (Zugriff am: 20.11.2023).

Gesetz zur Kennzeichnung von Lebensmitteln mit der Haltungsform der Tiere, von denen die Lebensmittel gewonnen wurden (Tierhaltungskennzeichnungsgesetz - TierHaltKennzG), TierHaltKennzG, 2023.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024a): Die staatliche Tierhaltungskennzeichnung. <https://www.tierhaltungskennzeichnung.de/anwender/haltungsformen/> (Zugriff am: 06.05.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024b): Getreideeinheitenschlüssel tierische Erzeugnisse, Fachbegriffe Beschreibung. https://www.bmel-statistik.de/hilfe/fachbegriffe-erklart/beschreibung?tx_glossaryone_glossary%5Baction%5D=show&tx_glossaryone_glossary%5Bcontroller%5D=Term&tx_glossaryone_glossary%5Bterm%5D=257&cHash=30a3e13a63ab1e6a0125c4b249ec2042 (Zugriff am: 04.06.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024c): Lebensmittelverschwendung - Lebensmittelabfälle in Deutschland: Aktuelle Zahlen zur Höhe der Lebensmittelabfälle nach Sektoren. <https://www.bmel.de/DE/themen/ernaehrung/lebensmittelverschwendung/studie-lebensmittelabfaelle-deutschland.html> (Zugriff am: 24.06.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024d): Versorgungsbilanz Ei, Bonn. <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung/versorgungsbilanzen/eier> (Zugriff am: 10.07.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024e): Versorgungsbilanz Fleisch, Bonn. <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung/versorgungsbilanzen/fleisch> (Zugriff am: 10.07.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024f): Versorgungsbilanz Milch und Milcherzeugnisse, Bonn. <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung/versorgungsbilanzen/milch-und-milcherzeugnisse> (Zugriff am: 10.07.2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024g): Gemeinsame Erklärung des Bundesministers für Ernährung und Landwirtschaft Cem Özdemir und der Verbände der Wertschöpfungskette „Backweizen“. Mehr Klimaschutz durch weniger Stickstoffdüngung - Prüfung der Erweiterung der Qualitätskriterien für Backweizen -, Bonn. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Klimaschutz/erklaerung-erweiterte-kriterien-backweizen.pdf?__blob=publicationFile&v=5 (Zugriff am: 24.03.2025).

Düngeverordnung - Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, DüV, 2017 i.d.F.v. 10.8.2021.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) [Hrsg.] (2014): Aktionsprogramm Klimaschutz 2020. Kabinettsbeschluss vom 3. Dezember 2014, Berlin, 84 S. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Aktionsprogramm_Klimaschutz/aktionsprogramm_klimaschutz_2020_broschuere_bf.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).

Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, AwSV, 2017.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) [Hrsg.] (2023): Entwurf- Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland, nach Artikel 6 und Artikel

10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe sowie nach §§ 4 und 16 der Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (43. BImSchV). https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/20_Lp/nlrp/nationales_luftreinhalteprogramm_entwurf_2023_bf.pdf (Zugriff am: 10.07.2023).

Bundes-Klimaschutzgesetz, KSG, 2019 i.d.F.v. 15. Juli 2024.

Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV), 4. BImSchV, 2017 i.d.F.v. 12.11.2024.

Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) [Hrsg.] (2023): Entwurf eines Klimaschutzprogramms 2023 der Bundesregierung, Berlin, 28 S. https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/klimaschutz/entwurf-eines-klimaschutzprogramms-2023-der-bundesregierung.pdf?__blob=publicationFile&v=6 (Zugriff am: 23.06.2024).

Bundesregierung [Hrsg.] (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplanes 2050. www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Klimaschutz/Klimaschutzprogramm2030.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (Zugriff am: 03.11.2022).

Bundesregierung [Hrsg.] (2023): Klimaschutzprogramm 2023 der Bundesregierung, Berlin, 27 S. https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/klimaschutz/20231004-klimaschutzprogramm-der-bundesregierung.pdf?__blob=publicationFile&v=10 (Zugriff am: 23.06.2024).

Bundesregierung [Hrsg.] (2024a): CO₂-Preis steigt auf 45 Euro pro Tonne. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/aktuelles/co2-preis-kohle-abfallbrennstoffe-2061622> (Zugriff am: 14.06.2024).

Bundesregierung [Hrsg.] (2024b): Ein Plan fürs Klima, Klimaschutzgesetz und Klimaschutzprogramm. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/tipps-fuer-verbraucher/klimaschutzgesetz-2197410> (Zugriff am: 23.06.2024).

Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG 2014), das zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 8. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1726) geändert worden ist, EEG, 2014 i.d.F.v. 08.10.2022.

Buschmann, S.; Meyer, E. (2013): Ökonomische Instrumente für eine Senkung des Fleischkonsums in Deutschland, Studie im Auftrag von Greenpeace, 69 S. <https://www.greenpeace.de/publikationen/20130529-foes-studie-fleischkonsum-oekonomische-instrumente.pdf> (Zugriff am: 08.05.2024).

Byrnes, R. C.; Eastburn, D. J.; Tate, K. W.; Roche, L. M. (2018): A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. In: *Journal of environmental quality*, 47, 4, S. 758 – 765. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>.

Colaço, A. F.; Bramley, R. (2018): Do crop sensors promote improved nitrogen management in grain crops? In: *Field Crops Research*, 218, S. 126 – 140. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.01.007>.

Daniel-Gromke, J.; Rensbergs, N.; Denysenko, V.; Barchmann, T.; Oemichen, K.; Beil, M.; Beyrich, W.; Krautkremer, B.; Trommler, M.; Reinholu, T.; Vollprecht, J.; Rühr, C. (2020): Optionen für Biogas-Bestandsanlagen bis 2030 aus ökonomischer und energiewirtschaftlicher Sicht. Umweltbundesamt, UBA-Texte 24/2020, Dessau-Roßlau, 246 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-01-30_texte_24-2020_biogas2030.pdf (Zugriff am: 23.06.2024).

Deblitz, C.; Efken, J.; Banse, M.; Isermeyer, F.; Rohlmann, C.; Tergast, H.; Thobe, Petra, Verhaagh, Mandes (2021): Politikfolgenabschätzung zu den Empfehlungen des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 173, Braunschweig. https://literatur.thuenen.de/digibib_extern/dn063574.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) [Hrsg.] (2014): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, Arbeiten der DLG Band 199. 2. Auflage, Frankfurt am Main, 120 S.

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) [Hrsg.] (2020): Berücksichtigung N- und P-reduzierter Fütterungsverfahren bei den Nährstoffausscheidungen von Milchkühen, DLG-Merkblatt 444. 1. Auflage, Frankfurt am Main.

Deutscher Bundestag [Hrsg.] (2021): Bericht über die Auswirkungen der verbindlichen Stoffstrombilanzierung, BT-Drucksache 20/411.

Deutscher Bundestag [Hrsg.] (2022): Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung. Technikfolgenabschätzung (TA). Digitalisierung der Landwirtschaft: gesellschaftliche Voraussetzungen, Rahmenbedingungen und Effekte. Endbericht Teil II, Drucksache 20/1649, 186 S. <https://dserver.bundestag.de/btd/20/016/2001649.pdf> (Zugriff am: 16.10.2024).

Gesetz über einen nationalen Zertifikatehandel für Brennstoffemissionen (Brennstoffemissionshandelsgesetz - BEHG), BEHG, 2022.

Deutscher Soja Förderring [Hrsg.] (2024): Saatgutimpfung, Infoportal zu Sojaanbau. <https://www.sojafoerderring.de/anbauratgeber/ausaat/impfung/> (Zugriff am: 07.02.2024).

Döhler, H.; Döhler, S. (2020): Konzeptentwicklung für einen zukunftsfähigen und gesellschaftlich konsensfähigen Mastschweinestall unter Einbeziehung der Ansprüche an Tiergerechtigkeit, Tiergesundheit, Klimaschutz, Umweltschutz und Arbeitsplatzqualität. Abschlussbericht, Untermerzbach. <https://www.dbu.de/app/uploads/dbu-media-az-91017-12-dbu-abschlussbericht-az-91017-12-hauptbericht.pdf> (Zugriff am: 10.07.2024).

Döhler, H.; Döhler, S.; Möller, K.; Bilbao, J.; Campos, A.; Fischer, H.; Hartmann, S.; Burton, C.; Meier, U.; Herseiner, J.-L.; Loyo, L.; Rennes, I.; Snauwaert, E.; Vannecke, T.; Dinuccio, E.; Gioelli, F.; Balsari, P.; Provolo, G.; Hansen, M. N. (2021): Nationaler Stand der Technik für die Intensivtierhaltung unter der Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen (IRPP BREF). Umweltbundesamt, UBA-Texte 109/2021, Dessau-Roßlau, 249 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-07-14_texte_109-2021_intensivtierhaltung.pdf (Zugriff am: 27.06.2024).

Döhler, H.; Döhler, S.; Reinhold, G.; Häußermann, U. (2022): Biogas mit Schweinkot. Förderkennzeichen 2220NR028X. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn. <https://www.fnr.de/fileadmin/projekt Datenbank/2220NR028X.pdf> (Zugriff am: 10.07.2024).

Döhler, H.; Häußermann, U. (2023): Mehr Klimaschutz im Ackerbau – so gelingt's. In: *top agrar*, 6/2023, S. 78 – 81.

Döhler, H.; Müller, H.; Döhler, S.; Häußermann, U. (2024): Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen und assoziierte Kosten für den Nutztierhaltungssektor Deutschlands. Umsetzung der nationalen BVT in der Intensivtierhaltung unter Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen des IRPP BREF 2017. Umweltbundesamt, UBA-Texte 105/2024, Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/105_2024_texte_massnahmen_minderung_ammoniakemissionen.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

ECOTEC (2001): Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States. https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/78859328/xsum_table_of_content.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Ehlert, D.; Dammer, K.-H. (2006): Widescale testing of the Crop-meter for site-specific farming. In: *Precision Agric*, 7, 2, S. 101 – 115. <https://doi.org/10.1007/s11119-006-9003-z>.

Ehrmann, M. 2017: Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 48, Braunschweig. <https://doi.org/10.3220/REP1493970811000>.

Elofsson, K. (2003): Cost-effective reductions of stochastic agricultural loads to the Baltic Sea. In: *Ecological Economics*, 47, 1, S. 13 – 31. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2002.10.001>.

EMEP (2016): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016, Technical guidance to prepare national emission inventories, EEA report 21/2016, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 24 S.

Emthaus, C.; Riewenherm, G.; Rösemann, C.; Hesecker, A.; Binder, M.; Bleeser, R.; Radewahn, P. (2021): Retrospektive Betrachtung der Fütterungs- und Futtertrends und der damit verbundene positive Entwicklungsverlauf der Stickstoffeffizienz in der Schweinemast der Jahre 2000 bis 2020 mit rechnerischer Fortschreibung des Trends bis ins Jahr 2030. Deutscher Verband Tiernahrung e. V., Bonn.

Eory, V.; Pellerin, S.; Carmona Garcia, G.; Lehtonen, H.; Licite, I.; Mattila, H.; Lund-Sørensen, T.; Muldowney, J.; Popluga, D.; Strandmark, L.; Schulte, R. (2018): Marginal abatement cost curves for agricultural climate policy: State-of-the art, lessons learnt and future potential. In: *Journal of Cleaner Production*, 182, S. 705 – 716.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.252>.

Verordnung (EU) 2021/1119 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Juni 2021 zur Schaffung des Rahmens für die Verwirklichung der Klimaneutralität und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 401/2009 und (EU) 2018/1999, Europäisches Klimagesetz (EU 2021/1119), 2021.

Verordnung (EU) 2018/842 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Festlegung verbindlicher nationaler Jahresziele für die Reduzierung der Treibhausgasemissionen im Zeitraum 2021 bis 2030 als Beitrag zu Klimaschutzmaßnahmen zwecks Erfüllung der Verpflichtungen aus dem Übereinkommen von Paris sowie zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 525/2013, Europäische-Klimaschutzverordnung (EU 2018/842), 2018.

Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen, EEG RED I (EU 2018/2001), 2018.

Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003, Europäische Düngeprodukteverordnung (EG Nr. 2019/1009), 2019 i.d.F.v. 16.03.2023.

Richtlinie (EU) 2022/2464 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2022 zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 537/2014 und der Richtlinien 2004/109/EG, 2006/43/EG und 2013/34/EU hinsichtlich der Nachhaltigkeitsberichterstattung von Unternehmen, CSR-Richtlinie (2022/2464/EU), 2022.

Richtlinie (EU) 2023/2413 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Oktober 2023 zur Änderung der Richtlinie (EU) 2018/2001, der Verordnung (EU) 2018/1999 und der Richtlinie 98/70/EG im Hinblick auf die Förderung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Aufhebung der Richtlinie (EU) 2015/652 des Rates, RED II (2023/2413), 2023.

Richtlinie 80/778/EWG des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, EG-Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG), 1980.

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

European Commission. Directorate General for Health and Consumers. (2016): Final opinion on potential risks to human health and the environment from the use of calcium cyanamide as fertiliser, Publications Office.
<https://doi.org/10.2772/66307>.

Expertenrat für Klimafragen (2024): Prüfbericht zur Berechnung der deutschen Treibhausgasemissionen für das Jahr 2023. Prüfung und Bewertung der Emissionsdaten gemäß § 12 Abs. 1 Bundes-Klimaschutzgesetz, Berlin, 144 S. https://expertenrat-klima.de/content/uploads/2024/05/ERK2024_Pruefbericht-Emissionsdaten-des-Jahres-2023.pdf (Zugriff am: 16.07.2024).

Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) [Hrsg.] (2024): Biodiesel. <https://biokraftstoffe.fnr.de/kraftstoffe/biodiesel> (Zugriff am: 14.07.2024).

Fangueiro, D.; Surgy, S.; Fraga, I.; Cabral, F.; Coutinho, J. (2015): Band application of treated cattle slurry as an alternative to slurry injection: Implications for gaseous emissions, soil quality, and plant growth. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, S. 102 – 111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.003>.

Finck, H. F. (1986): Ansatzpunkte zur Vermeidung der Nitratbelastung des Grundwassers unter besonderer Berücksichtigung einer Besteuerung des Stickstoffs. In: *Agrarwirtschaft*, 35, S. 211 – 222.

Finger, R.; Swinton, S. M.; El Benni, N.; Walter, A. (2019): Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. In: *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 11, 1, S. 313 – 335. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929>.

Fischer, C.; Wagner, C. (2016): Can agri-environmental schemes enhance non-target species? Effects of sown wildflower fields on the common hamster (*Cricetus cricetus*) at local and landscape scales. In: *Biological Conservation*, 194, S. 168 – 175. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.021>.

Flessa, H.; Müller, D.; Plassmann, K.; Osterburg, B.; Techen, A.-K.; Nitsch, H.; Nieberg, H.; Sanders, J.; Meyer zu Hartlage, O.; Beckmann, E.; Anspach, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Sonderheft 361, Braunschweig. https://www.thuenen.de/media/publikationen/landbauforschung-sonderhefte/lbf_sh361.pdf/2864925/.

Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) 2021: Landwirtschaftszählung - Haupterhebung 2020. Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder. <https://doi.org/10.21242/41141.2020.00.00.1.1.0>.

Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) 2023: AFiD-Panel Agrarstruktur (EVAS 41121), Ergebnisse aus der Agrarstrukturhebung (ASE) 2016. Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder. <https://doi.org/10.21242/41141.2020.00.00.1.1.0>.

Fritz, C.; Grassauer, F.; Terler, G. (2021): Abschätzung von Treibhausgas-Vermeidungskosten: Methodik und Anwendung am Beispiel eines erhöhten Weidefutteranteils auf rinderhaltenden Betrieben in Österreich. In: *Austrian Journal of Agricultural Economics and Rural Studies*, Vol. 30.4.

Greenpeace (2020a): Supermarkt-Check, Regale voller Billigfleisch. https://www.greenpeace.de/publikationen/i04591_ranking_abfrage_billigfleisch.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).

Greenpeace (2020b): Supermarkt-Check II, Weiter vor allem Billigfleisch im Regal. https://www.greenpeace.de/publikationen/2020-10-16_flyer_billigfleisch_supermarktcheck_ii_10-2020_1.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).

Greenpeace (2021): Supermarkt-Check III, Auslaufmodell Billigfleisch. https://www.greenpeace.de/publikationen/2021-10-gpd-agrar-supermarktcheck3-final_final.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).

Greenpeace (2022): Supermarkt-Check IV, Zäher Abschied vom Billigfleisch. <https://www.greenpeace.de/publikationen/GPD-2022-07-Agrarwende-SupermarktcheckIV.pdf> (Zugriff am: 17.07.2024).

Greenpeace (2023): Supermarkt-Check V, Stillstand statt Fortschritt. https://www.greenpeace.de/publikationen/Greenpeace-Supermarktcheck-V-Aktualisierung-August-2023_0.pdf (Zugriff am: 17.07.2024).

Haaland, C.; Naisbit, R. E.; Bersier, L.-F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. In: *Insect Conservation and Diversity*, 4, 1, S. 60 – 80. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x>.

Haltungsform.de (2024): Die Siegel in der Haltungsform. <https://haltungsform.de> (Zugriff am: 10.05.2024).

Harthan, R.; Förster, h.; Borkowski, K.; Böttcher, H.; Braungardt, S.; Bürger, V.; Emele, L.; Görz, W. K.; Hennenberg, K.; Jansen, L. L.; Jörß, W.; Kasten, P.; Loreck, C.; Ludig, S.; Mathhes, F. C.; Mendelevitch, R.; Moosmann, L.;

Nissen, C.; Repenning, J.; Scheffler, M.; Steinbach, I.; Bei der Wieden, M.; Wiegmann, K.; Brugger, H.; Fleiter, T.; Mandel, T.; Rehfeldt, M.; Rofde, C.; Yu, S.; Steinbach, J.; Deurer, J.; Fuß, R.; Rock, J.; Osterburg, B.; Rüter, S.; Adam, S.; Dunger, K.; Rösemann, C.; Stürmer, W.; Tiemeyer, B.; Vos, C. (2023): Projektionsbericht 2023 für Deutschland. Umweltbundesamt, Climate Change 39/2023, Dessau-Roßlau, 274 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/39_2023_cc_projektionsbericht_12_23.pdf (Zugriff am: 13.05.2024).

Harthan, R.; Förster, h.; Bürger, V.; Braungardt, S.; Görz, W. K.; Jansen, L. L.; Jörß, W.; Kasten, P.; Loreck, C.; Ludig, S.; Scheffler, M.; Bei der Wieden, M.; Brugger, H.; Fleiter, T.; Mandel, T.; Rehfeldt, M.; Deurer, J.; Steinbach, J.; Osterburg, B.; Rock, J. (2024): Treibhausgas-Projektionen 2024 für Deutschland - Instrumente, 146 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/projektionsbericht_2024_instrumentenpapier.pdf (Zugriff am: 18.06.2024).

Harthan, R.; Repenning, J.; Blanck, R.; Böttcher, H.; Bürger, V.; Emele, L.; Görz, W. K.; Hennenberg, K.; Jörß, W.; Ludig, S.; Matthes, F. C.; Mendelevitch, R.; Moosmann, L.; Scheffler, M.; Wiegmann, K.; Brugger, H.; Fleiter, T.; Mandel, T.; Rehfeldt, M.; Schlomann, B.; Steinbach, J. (2020): Treibhausgasminderungswirkung des Klimaschutzprogramms 2030 (Kurzbericht). Umweltbundesamt, Climate Change 12/2020, Dessau-Roßlau, 73 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-03-19_cc_12-2021_treibhausgasminderungswirkungen-klimaschutzprogramm-2030_psz_ix.pdf (Zugriff am: 28.06.2024).

Haß, M.; Deblitz, C.; Freund, F.; Kreins, P.; Laquai, V.; Offermann, F.; Pelikan, J.; Sturm, V.; Wegmann, J.; Witte, T. de; Wüstemann, F.; Zinnbauer, M. (2022): Thünen-Baseline 2022 - 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland, Thünen Report 100, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 126 S. <https://doi.org/10.3220/REP1667811151000>.

Häußermann, U.; Bach, M.; Breuer, L.; Döhler, H. (2020): Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Texte 221/2020, Dessau-Roßlau, 135 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2020_12_01_texte_221-2020_amoniakminderung_landwirtschaft.pdf (Zugriff am: 24.02.2021).

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise - Jahre 1995 bis 2017. Umweltbundesamt, UBA-Texte 131/2019, Dessau-Roßlau, 167 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-10-28_texte_131-2019_stickstofflaeichenbilanz.pdf (Zugriff am: 16.11.2019).

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Knoll, L.; Breuer, L.; Strassemeyer, J.; Pöllinger, F.; Golla, B. (2023): Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Umweltbundesamt, UBA-Texte 163/2023, Dessau-Roßlau, 113 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/163_2023_texte_auswirkungen_des_anbaus_nachwachsender_rohstoffe.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).

Häußermann, U.; Dreisbach, N.; Bach, M.; Breuer, L. (im Druck): Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung. Umweltbundesamt, UBA-Texte.

Herrmann, A.; Kage, H.; Taube, F.; Sieling, K. (2017): Effect of biogas digestate, animal manure and mineral fertilizer application on nitrogen flows in biogas feedstock production. In: *European Journal of Agronomy*, 91, S. 63 – 73. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.011>.

Hirschfeld, J.; Siewert, S.; Kurz, V.; Grossmann, M.; Venohr, M. (2010): Kostenabschätzung und -effizienz von Maßnahmen im Oder-Einzugsgebiet zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Ostsee, S. 167 – 183. In: Kannen, Schernewski, Krämer, Lange, Janßen und Stybel (Hg.): *Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement: Fallbeispiele Odermündungsregion und Offshore-Windkraft in der Nordsee*, Coastline Reports, 15.

Hölker (2012): Bioreact GmbH. pers. Mitteilung, Troisdorf.

- Holtkamp, F.; Clemens, J.; Trimborn, M. (2023): Calcium cyanamide reduces methane and other trace gases during long-term storage of dairy cattle and fattening pig slurry. In: *Waste management (New York, N.Y.)*, 161, S. 61 – 71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.018>.
- Homberger, B.; Duplain, J.; Jenny, M.; Jenni, L. (2017): Agri-environmental schemes and active nest protection can increase hatching success of a reintroduced farmland bird species. In: *Landscape and Urban Planning*, 161, S. 44 – 51. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.001>.
- Hou, Y.; Velthof, G. L.; Oenema, O. (2015): Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. In: *Global change biology*, 21, 3, S. 1293 – 1312. <https://doi.org/10.1111/gcb.12767>.
- Hristov, A. N.; Melgar, A.; Wasson, D.; Arndt, C. (2022): Symposium review: Effective nutritional strategies to mitigate enteric methane in dairy cattle. In: *Journal of dairy science*, 105, 10, S. 8543 – 8557. <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21398>.
- Hülsbergen, K.-J.; Schmid, H.; Chmelikova, L.; Rahmann, G.; Paulsen, H. M.; Köpke, U. (2023): Umwelt-und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus, Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzensysteme 16, Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Hüttel, S.; Bürger, R.; Stark, M.; Kaufmann, O.; Irrgang, N.; Seifert, D.; Zeitz, J.; Ittner, S.; Drexler, S. (2018): Ökonomische, ökologische und Tierwohlaspekte der Weidehaltung von Hochleistungskühen, Abschlussbericht ÖKOTAWEK (2812NA009).
- i-KÖN (2022): MLP-Auswertung der Bio-Betriebe in Niedersachsen. Jahresbericht 2022. Kompetenznetzwerk Ökolandbau Niedersachsen GmbH, Visselhövede, 7 S. <https://oeko-komp1.de/wp-content/uploads/2023/03/MLP-2021.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).
- i-KÖN (2023): MLP-Auswertung der Bio-Betriebe in Niedersachsen. Jahresbericht 2023. Kompetenznetzwerk Ökolandbau Niedersachsen GmbH, Visselhövede, 7 S. <https://oeko-komp1.de/wp-content/uploads/2023/11/MLP-Bericht-2023-e.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).
- International Fertilizer Association (IFA) [Hrsg.] (2023): Databases. <https://www.ifastat.org/databases>.
- IPCC (2006): 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa (Japan), 5 volumes.
- Isermeyer, F.; Heidecke, C.; Osterburg, B. (2019): Einbeziehung des Agrarsektors in die CO₂-Bepreisung, Thünen Working Paper 136, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Julius-Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI) [Hrsg.] (2023): Anbaueignung von Sojabohnen, Geoportal Julius-Kühn-Institut. <http://geoportal.julius-kuehn.de/#/map/public/5e1f0476e9208e35a71e24a7> (Zugriff am: 20.11.2023).
- Jürgens, K.; Bettin, K.; Isselstein, J.; Poppinga, O.; Thomas, F. (2023): Verbesserung der Grünlandbiodiversität durch kraftfutterreduzierte Milcherzeugung. Bundesamt für Naturschutz, BfN-Schriften, Bonn. <https://bfn.bsz-bw.de/files/1661/schrift670.pdf>.
- Kage, H.; Rübiger, T.; Sieling, K. (2022): Stickstoffdüngung zu Winterraps und Winterweizen. <https://doi.org/10.12767/BUEL.V100I1.415>.
- Kaiser, E.-A.; Ruser, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany — An evaluation of six long-term field experiments. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 3, S. 249 – 259. <https://doi.org/10.1002/1522-2624>.
- Karges, U.; Kübeck, C.; Beek, T. aus der; Seith, T.; Beisecker, R. (2023): Fachtagung zur Umweltbewertung von Düngemittelzusatzstoffen. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, UBA-Texte 41/2023, Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_41-2023_fachtagung_zur_umweltbewertung_von_duengemittelzusatzstoffen.pdf (Zugriff am: 10.17.2024).

Kaupenjohann, M.; Schnug, E.; Haneklaus, S.; Döhler, H.; Nebelsieck, R.; Fock, M. (2019): Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch "Ansäuerung von Gülle" und deren Wirkungen auf Boden und Umwelt. Umweltbundesamt, UBA-Texte 148/2019, Dessau-Roßlau, 64 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/texte_148-2019_gutachten_anwendung_minderungs-techniken_ammoniak_0.pdf (Zugriff am: 10.10.2024).

Kebreab, E.; Bannink, A.; Pressman, E. M.; Walker, N.; Karagiannis, A.; van Gastelen, S.; Dijkstra, J. (2023): A meta-analysis of effects of 3-nitrooxypropanol on methane production, yield, and intensity in dairy cattle. In: *Journal of dairy science*, 106, 2, S. 927 – 936. <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22211>.

Klement, L.; Bach, M.; Geupel, M.; Breuer, L. (2021): Calculation of a food consumption nitrogen footprint for Germany. In: *Environ. Res. Lett.*, 16, 7, S. 75005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac09ad>.

Kraftfahrtbundesamt (KBA) [Hrsg.] (2021): Fahrzeugzulassungen (FZ), Flensburg.

Krogmeier, D. (2009): Untersuchungen zur Nutzungsdauer bei Braunvieh und Fleckvieh unter besonderer Berücksichtigung der Exterieurmerkmale. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 6, Freising.

Kübeck, C.; Karges, U.; Sturm, S.; Scheurer, M.; Nödler, K.; Beisecker, R.; Seith, T.; Klitzke, S. (2022): Chancen und Risiken von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für den Gewässerschutz. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn. https://shop.wvgw.de/media/18/47/af/1653487108/511965-lp-dvgw-forschungsbericht-w_201917-2022.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2014a): Energiebedarf in der Milchviehhaltung, KTBL-Heft 104, Darmstadt. <https://www.ktbl.de/fileadmin/produkte/leseprobe/40104excerpt.pdf> (Zugriff am: 10.10.2024).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2014b): Energiebedarf in der Schweine- und Hühnerhaltung, KTBL-Schrift 105, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2015): Bodenbearbeitung und Bestellung, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2016): Betriebsplanung Landwirtschaft 2016/17, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2020a): Alternative Antriebssysteme für Landmaschinen, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2020b): Betriebsplanung Landwirtschaft 2020/21, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2021): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2022a): Berechnungsparameter für einzelbetriebliche Klimabilanzen. <https://daten.ktbl.de/bek/berechnungsparameter> (Zugriff am: 24.10.2022).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2022b): Leistungs- Kostenrechnung Pflanzenbau. <https://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/postHv.html#anleitung> (Zugriff am: 23.08.2022).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2022c): Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas. <https://daten.ktbl.de/biogas/startseite.do?zustandReq=1&selectedAction=showMona#start> (Zugriff am: 24.10.2022).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2023a): Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren. <https://daten.ktbl.de/nbr/postHv.html;jsessionid=1B6DF0B83C6ADD31654B035E7126BE65> (Zugriff am: 14.07.2024).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2023b): Verwendung erneuerbarer Antriebsenergien in landwirtschaftlichen Maschinen, Darmstadt, 50 S. https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Artikel/Energie/Antriebsenergien/12643_Antriebssysteme.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2023c): Wirtschaftlichkeitsrechner Tier. [https://daten.ktbl.de/wkrtier/?tx_ktblsso_checktoken\[token\]=](https://daten.ktbl.de/wkrtier/?tx_ktblsso_checktoken[token]=) (Zugriff am: 17.07.2024).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2024): KTBL-Dieselbedarfsrechner. <https://daten.ktbl.de/dieselbedarf/home.html;jsessionid=0F99CB032DC1B47850116C2883D941EE> (Zugriff am: 23.06.2024).

Lam, S. K.; Suter, H.; Mosier, A. R.; Chen, D. (2017): Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂ O emission: a double-edged sword? In: *Global change biology*, 23, 2, S. 485 – 489. <https://doi.org/10.1111/gcb.13338>.

Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. [Hrsg.] (2022): Verdelung Milch / Milchleistungsprüfung in Bayern 2021, München. https://www.lkv.bayern.de/wp-content/uploads/2022/03/Jahresbericht-MLP-2021_Onlineversionpdf.pdf (Zugriff am: 20.06.2024).

Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV Bayern) [Hrsg.] (2021): Verdelung Milch / Milchleistungsprüfung in Bayern 2020, München. https://www.lkv.bayern.de/wp-content/uploads/2021/03/20210310_MLP-Jahresbericht-2020_Online_compressed.pdf (Zugriff am: 20.06.2024).

Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV Bayern) [Hrsg.] (2023): Verdelung Milch / Milchleistungsprüfung in Bayern 2022, München. https://www.lkv.bayern.de/wp-content/uploads/2023/04/Jahresbericht_MLP_2022_FINAL_web_2-komprimiert.pdf (Zugriff am: 20.06.2024).

Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV Bayern) [Hrsg.] (2024): Verdelung Milch / Milchleistungsprüfung in Bayern 2023, München. <https://www.lkv.bayern.de/wp-content/uploads/2024/04/MLP-Jahresbericht-2023-komprimiert.pdf> (Zugriff am: 20.06.2024).

Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ) [Hrsg.] (2021): Düngung in Wasserschutzgebieten, Karlsruhe. https://www.rv.de/site/LRA_RV_Responsive/get/documents_E486408825/chancen-pool/LRA_Ravensburg_Objekte/01-Ihr%20Anliegen/Land-%20und%20Forstwirtschaft/LA%20D%C3%BCngung/SchALVO%20D%C3%BCngung%20zur%20Hauptfrucht.pdf (Zugriff am: 10.10.2024).

LfL (2018): Greening und Zwischenfruchtanbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 12 S. <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/greening-zwischenfruchtanbau-lfl-information-2018.pdf> (Zugriff am: 10.06.2024).

LfULG Sachsen (2024a): Boden- und Gewässerschutz durch Zwischenfruchtanbau, Fachinformationen Landwirtschaft. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/Merkblatt_Zwischenfruchtanbau.pdf (Zugriff am: 10.06.2024).

LfULG Sachsen (2024b): Sächsische Erzeugerpreise für Düngemittel im Monatsmittel. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/Agrarmarkt/Monatsum_Duengemittel_SN.png (Zugriff am: 04.06.2024).

LKVBB (2020): Jahresbericht 2019. Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e.V., Waldsiedersdorf, 66 S. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2020/Bericht/Jahresbericht-2019-Onlineausgabe.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).

LKVBB (2021): Jahresbericht 2020. Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e.V., Waldsiedersdorf, 66 S. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2021/Jahresbericht2020-onlineausgabe.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).

LKVBB (2022): Jahresbericht 2021. Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e.V., Waldsiedersdorf, 66 S. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2022/Jahresbericht2021.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).

LKVBB (2023): Jahresbericht 2022. Landeskontrollverband Berlin-Brandenburg e.V., Waldsiedersdorf, 66 S. <https://www.lkvbb.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/2023/Jahresbericht2022-web.pdf> (Zugriff am: 21.06.2024).

Mathivanan, G. P.; Eysholdt, M.; Zinnbauer, M.; Rösemann, C.; Fuß, R. (2021): New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, S. 107640. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107640>.

Meyer-Aurich, A.; Gandorfer, M.; Heißenhuber, A. (2008): Economic Analysis of Precision Farming Technologies at the Farm Level: Two German Case Studies, S. 61 – 76. In: Castalongo, O. (Hg.): *Agricultural systems: Economics, technology and diversity*: Nova Science Publishers, Inc. New York.

Misselbrook, T. H.; Cardenas, L. M.; Camp, V.; Thorman, R. E.; Williams, J. R.; Rollett, A. J.; Chambers, B. J. (2014): An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. In: *Environ. Res. Lett.*, 9, 11, S. 115006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115006>.

Moitzi, G.; Szalay, T.; Schüller, M.; Wagentristl, H.; Refenner, K.; Weingartmann, H.; Liebhard, P.; Boxberger, J.; Gronauer, A. (2013): Effects of tillage systems and mechanization on work time, fuel and energy consumption for cereal cropping in Austria. In: *CIGR Journal*, 15, 4, S. 94 – 101.

Mondelaers, K.; Aertsens, J.; van Huylenbroeck, G. (2009): A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. In: *British Food Journal*, 111, 10, S. 1098 – 1119. <https://doi.org/10.1108/00070700910992925>.

Nilsson, K.; Fjäll, S.; Rad, M. N. (2022): Bewertung des CO₂-Fußabdrucks von zwei Milchprodukten von Arla Foods Deutschland 2022. Arla Foods Germany GmbH. https://www.arlafoods.de/4901cb/globalassets/demo-blocks/de/demo-module-2022/demo-aekt/report-of-arla-a.k.t-skus-de-2021_2022-12-13_de-translation-23-1-27.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

O'Brien, D.; Shalloo, L.; Crosson, P.; Donnellan, T.; Farrelly, N.; Finnan, J.; Hanrahan, K.; Lalor, S.; Lanigan, G.; Thorne, F.; Schulte, R. (2014): An evaluation of the effect of greenhouse gas accounting methods on a marginal abatement cost curve for Irish agricultural greenhouse gas emissions. In: *Environmental Science & Policy*, 39, S. 107 – 118. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.001>.

Osterburg, B.; Heidecke, C.; Bolte, A.; Braun, J.; Dieter, M.; Dunger, K.; Elsasser, P.; Fischer, R.; Flessa, H.; Fuß, R.; Günter, S.; Jacobs, A.; Offermann, F.; Rock, J.; Rösemann, C.; Rüter, S.; Schmidt, T. G.; Schröder, J.-M.; Schweinle, J.; Tiemeyer, B.; Weimar, H.; Welling, J.; Witte, T. de (2019): Folgenabschätzung für Maßnahmenoptionen im Bereich Landwirtschaft und landwirtschaftliche Landnutzung, Forstwirtschaft und Holznutzung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050, Thünen Working Paper 137. <https://doi.org/10.3220/WP1576590038000>.

Osterburg, B.; Runge, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: *Landbauforschung Völkerröde*, Sonderheft 307.

Osterburg, B.; Rüter, S.; Freibauer, A.; Witte, T. de; Elsasser, P.; Kätsch, S.; Schröppel, B.; Paulsen, H. M.; Rock, J.; Röder, N.; Sanders, J.; Schweinle, J.; Steuk, J.; Stichnothe, H.; Stümer, W.; Welling, J.; Wolff, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft, Thünen Report 11, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 146 S.

Overmeyer, V.; Trimborn, M.; Clemens, J.; Hölscher, R.; Büscher, W. (2022): Einfluss einer Nachrüttlösung zur stallinternen Ansäuerung von Flüssigmist auf Ammoniak- und Methanemissionen aus einem Schweinemaststall. In: KTBL und VDI (Hg.): 15. Tagung: Bau, Technik und Umwelt 2022 in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Tagung vom 13. bis 15. September 2022 in Soest, KTBL-Tagungsband. Darmstadt, 228 S.

Pahlmann, I.; Böttcher, U.; Kage, H. (2017): Developing and testing an algorithm for site-specific N fertilization of winter oilseed rape. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, 136, S. 228 – 237.

<https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.12.005>.

Park, S. H.; Lee, B. R.; Jung, K. H.; Kim, T. H. (2018): Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by 15N-urea flux. In: *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 31, 3, S. 457 – 466. <https://doi.org/10.5713/ajas.17.0556>.

Pedersen, S. M.; Medici, M.; Anken, T.; Tohidloo, G.; Pedersen, M. F.; Carli, G.; Canavari, M.; Tsiropoulos, Z.; Fountas, S. (2019): Financial and environmental performance of integrated precision farming systems, S. 833 – 839. In: Stafford, J. (Hg.) 2019: Precision agriculture '19: Wageningen Academic Publishers. The Netherlands.

Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; Cara, S. de; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L.; Chemineau, P. (2017): Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. In: *Environmental Science & Policy*, 77, S. 130 – 139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>.

Petersen, S. O.; Mutegi, J. K.; Hansen, E. M.; Munkholm, L. J. (2011): Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 7, S. 1509 – 1517.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.028>.

Pietzcker, R.; Feuerhahn, J.; Haywood, L.; Knopf, B.; Leukhardt, F.; Luderer, G.; Osorio, S.; Pahle, M.; Dias Bleasby Rodrigues, R.; Edenhofer, O. (2021): Notwendige CO₂-Preise zum Erreichen des europäischen Klimaziels 2030. Kopernikus-Projekt Ariadne Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam.

<https://doi.org/10.48485/pik.2021.007>.

Plattform Erneuerbare Antriebsenergie für Land- und Forstwirtschaft [Hrsg.] (2024): Pflanzenölkraftstoff.

[https://www.erneuerbar-tanken.de/antriebsenergie/pflanzenoele#:~:text=Pflanzen%C3%B6l%20ist%20eine%20der%20dichsten,%2C9%20MJ%2F\)](https://www.erneuerbar-tanken.de/antriebsenergie/pflanzenoele#:~:text=Pflanzen%C3%B6l%20ist%20eine%20der%20dichsten,%2C9%20MJ%2F)) (Zugriff am: 17.07.2024).

Presse- und Informationsamt der Bundesregierung [Hrsg.] (2024): EU-Klimaschutzpaket: Fit for 55.

<https://www.bundesregierung.de/breg-de/schwerpunkte/europa/fit-for-55-eu-1942402> (Zugriff am: 16.07.2024).

Purr, K.; Günther, J.; Lehmann, H.; Nuss, P. (2019): Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität. Umweltbundesamt, Climate Change 26/2019, Dessau-Roßlau, 443 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/rescue_studie_cc_36-2019_wege_in_eine_ressourcenschonende_treibhausgasneutralitaet_aufgabe2_juni-2021.pdf (Zugriff am: 23.06.2024).

Repenning, J.; Harthan, R.; Blanck, J.; Böttcher, H.; Adam, S. (2021): Projektionsbericht der Bundesregierung 2021.

Ritchie, H.; Roser, M. (2024): Half of the world's habitable land is used for agriculture. <https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture?fbclid=iwar1lgjcc-baq9c2tph9ixsrc0vwgixgrlhtotjuwd-naenjs2y5khszmz4> (Zugriff am: 10.07.2024).

Rode, M.; Lischka, A.; Schulz, G. (2018): Auswirkung von Blühstreifen auf die Biodiversität der Ackerbegleitflora in maisdominierten Agrarlandschaften. In: *Umwelt und Raum 9* (2018). <https://doi.org/10.15488/3697>.

Roosen, J. (2017): Digitalisierung in Land-und Ernährungswirtschaft. https://www.vbw-bayern.de/Redaktion/Frei-zugaengliche-Medien/Abteilungen-GS/Planung-und-Koordination/2017/Downloads/Studie_Digitalisierung-Landwirtschaft-Stand-04-12-17.pdf (Zugriff am: 07.03.2024).

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. <https://git-dmz.thuenen.de/vos/EmissionsAgriculture2023/-/wikis/home> (Zugriff am: 10.07.2023).

Roth, U.; Wulf, S.; Fechter, M.; Herbes, C.; Dahlin, J. (2021): Gärrestauffbereitung als Beitrag zur Nährstoffentfrachtung von Überschussregionen – Kosten und Treibhausgasemissionen. In: *Landtechnik*, 76(2), S. 68 – 96. <https://doi.org/10.1515/lt.2021.3266>.

Ruhm, G.; Grude, N.; Allwörden, A. von; Steinborn, P.; Hattermann, H.; Bokelmann, W.; Schmidt, U. (2007): Energiekonzepte für den Gartenbau. In: *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft*, 20/2007.

Sanders, J.; Heß, J. (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 65. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage, Braunschweig. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Santonja, G. G.; Georgitzikis, K.; Scalet, B. M.; Montobbio, P.; Roudier, S.; Delgado Sancho, L. 2017: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). European Commission - JRC Directorate B: Growth and Innovation - European IPPC Bureau, JRC Science for policy report, 898 S. <https://doi.org/10.2760/020485>.

Schäfer, A. C.; Boing, H.; Conrad, J.; Watzl, B.; für die DGE Arbeitsgruppe Lebensmittelbezogene (2024): Wissenschaftliche Grundlagen der lebensmittelbezogenen Ernährungsempfehlungen für Deutschland. Methodik und Ableitungskonzepte. In: *Ernährungs Umschau*, 3, S. 158 – 166.

Schäfer, C. (2010): Berechnungen zum Kraftstoffverbrauch der pflanzlichen Produktion und Abschätzung von Einsparpotentialen unter Berücksichtigung verschiedener Anbauverfahren. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

Schaffner, S.; Wolf, G.; Kawasch, M. (2011): Rüben als Biogassubstrat–Überblick über Verfahrenswege zu Transport, Aufbereitung und Lagerung. Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und Landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V., Biogas Forum Bayern NR. II–7/2011, Freising-Weihenstephan, 22 S. <https://www.biogas-forum-bayern.de/media/files/0001/1Ruben-als-Biogassubstrat-2013.pdf> (Zugriff am: 17.07.2024).

Scharf, P. C.; Shannon, D. K.; Palm, H. L.; Sudduth, K. A.; Drummond, S. T.; Kitchen, N. R.; Mueller, L. J.; Hubbard, V. C.; Oliveira, L. F. (2011): Sensor-Based Nitrogen Applications Out-Performed Producer-Chosen Rates for Corn in On-Farm Demonstrations. In: *Agronomy Journal*, 103, 6, S. 1683 – 1691. <https://doi.org/10.2134/agronj2011.0164>.

Schauer Agrotronic (2023): Investitionsbedarf für Stalltechnik. pers. Mitteilung, Prambachkirchen.

Scheffler, M.; Wiegmann, K. (2019): Quantifizierung von Maßnahmenvorschlägen der deutschen Zivilgesellschaft zu THG - Minderungspotenzialen in der Landwirtschaft bis 2030. Öko-Institut, Berlin. https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Quantifizierung-von-Massnahmenvorschlaegen-der_Klima-Allianz_Landwirtschaft.pdf.

Schießl, P.; Krämer, C.; Heißenhuber, A. (2015): Aufbereitung und Transport von Wirtschaftsdüngern. Umweltbundesamt, Texte 80/2015, Dessau-Roßlau, 113 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_80_2015_aufbereitung_und_transport_von_wirtschaftsduengern_0.pdf (Zugriff am: 16.10.2024).

Schomaker (2024): DSM Nutritional Products GmbH. pers. Mitteilung.

Schulze Mönking, S.; Klapp, C. (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

Sokolov, V.; VanderZaag, A.; Habtewold, J.; Dunfield, K.; Wagner-Riddle, C.; Venkiteswaran, J. J.; Gordon, R. (2019): Greenhouse Gas Mitigation through Dairy Manure Acidification. In: *Journal of environmental quality*, 48, 5, S. 1435 – 1443. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.10.0355>.

Sonntag, W. I.; Wienrich, N.; Severin, M.; Schulze Schwering, D. (2022): Precision Farming – Nullnummer oder Nutzbringer? In: *Berichte über Landwirtschaft- Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, Band 100, Ausgabe 2, S. 1 – 32.

Sponagel, C.; Weik, J.; Back, H.; Witte, F.; Wagner, M.; Bahrs, E. (2024): Klimaschutzpotenzial und ökonomische Bewertung exemplarischer technischer Adaptationsmaßnahmen sowie Innovationen im konventionellen Ackerbau Deutschlands. Industrieverbands Agrar e. V., Frankfurt am Main.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008, Sachverständigenrat für Umweltfragen.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2002 - 2021): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 2.2.1: Betriebe mit ökologischem Landbau, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2016): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3.1.2.: Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen), Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2018): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Agrarstrukturerhebung 2016, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2021a): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3.1.2.: Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen), Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2021b): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3: Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2021c): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft; Reihe 2.1.3: Viehhaltung der Betriebe. Landwirtschaftszählung, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2021d): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3.1.3: Gemüseerhebung - Anbau und Ernte von Gemüse und Erdbeeren, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2022a): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 2.2.1: Betriebe mit ökologischem Landbau, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2022b): Fachserie 3: Land und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 4.1: Viehbestand, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2022c): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3.2.1.: Wachstum und Ernte - Feldfrüchte, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2024a): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Reihe 3.1.2.: Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen), Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2024b): Landwirtschaftliche Betriebe - Bodenmanagement 2023 (EVAS-Nr. 41121), Wiesbaden.

Taube, F. (2021a): Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis der Düngung (DüV 2020) widersprechen der Zweckbestimmung des Düngegesetzes und tragen zur Verfehlung der Umweltziele Deutschlands und der EU bei. BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V., Kiel. <http://www.hydor.de/downloads/pdf/taube%202021.pdf> (Zugriff am: 10.07.2024).

Taube, F. (2021b): Ökologische Intensivierung und Hybridlandwirtschaft: Strategien für eine weithin akzeptierte Landwirtschaft in Deutschland. In: Loccumer Landwirtschaftstagung 4/2021. Ein Gesellschaftsvertrag für die Landwirtschaft. Evangelische Akademie Loccum. <https://www.grassland-organicfarming.uni-kiel.de/de/aktuelles/vortraege/taube-loccumer-landwirtschaftstagung-2021.pdf> (Zugriff am 9.2.2025)

Taube, F. (2023): Die Stickstoffbedarfswerte der Düngeverordnung (DüV) für Winterraps und Winterweizen sind 15-20 % zu hoch angesetzt – eine Replik auf Kage et al. (2022): Stickstoffdüngung zu Winterraps und Winterweizen. <https://doi.org/10.12767/BUEL.V1011.467>.

Tennet TSO GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Anlagenregister nach § 52 EEG 2009 bzw. § 77 EEG 2014. <http://www.tennet.eu/de/kun-den/eegkwk-g/erneuerbare-energien-gesetz/eeg-daten-nach-52.html> (Zugriff am: 10.07.2024).

Tonitto, C.; David, M. B.; Drinkwater, L. E. (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 1, S. 58 – 72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>.

TransnetBW GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): EEG-Anlagendaten. https://www.oeko.de/fileadmin/oe-kodoc/Quantifizierung-von-Massnahmenvorschlaegen-der_Klima-Allianz_Landwirtschaft.pdf (Zugriff am: 10.07.2024).

Tuomisto, H. L.; Hodge, I. D.; Riordan, P.; Macdonald, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. In: *Journal of environmental management*, 112, S. 309 – 320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2019): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2018, Climate Change 37/2019, Dessau-Roßlau, 158 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07_cc-37-2019_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien_2018.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2022a): CO₂-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe, Climate Change 28/2022, Dessau-Roßlau, 52 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc_28-2022_emissionsfaktoren-brennstoffe_bf.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2022b): Daten der Treibhausgasemissionen des Jahres 2021 nach KSG: Trendtabellen THG nach Sektoren, Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#nationale-und-europaische-klimaziele> (Zugriff am: 10.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2022c): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2021, Climate Change 50/2022, Dessau-Roßlau, 158 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07_cc-37-2019_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien_2018.pdf (Zugriff am: 14.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2022d): Tabellarische Aufstellung der abgeleiteten Emissionsfaktoren für CO₂: Energie & Industrieprozesse. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#nationale-und-europaische-klimaziele> (Zugriff am: 24.10.2022).

Umweltbundesamt (UBA) (2023): Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms NLRP2. pers. Mitteilung, Dessau-Roßlau.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023a): Indikator: Ökologischer Landbau. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-oekologischer-landbau> (Zugriff am: 08.05.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023b): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2023. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2021, Climate Change 29/2023, Dessau-Roßlau, 976 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/29_2023_cc_submission_under_the_united_nations_framework_convention.pdf (Zugriff am: 13.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024a): Erneuerbare Energien in Zahlen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#uberblick> (Zugriff am: 14.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024b): Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#klimakosten-von-treibhausgas-emissionen> (Zugriff am: 18.10.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024c): Indikator: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-stickstoffueberschuss-der-landwirtschaft#die-wichtigsten-fakten> (Zugriff am: 17.06.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024d): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change 2024. National Inventory Document for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2022, Climate Change, Dessau-Roßlau, 985 S. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/2024-04-15_DE_NID_2024_UNFCCC_english.pdf?download (Zugriff am: 13.07.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024e): Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft nach Kategorien. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft> (Zugriff am: 14.10.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024f): Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft nach Sektoren des KSG. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/landwirtschaft-umweltfreundlich-gestalten/klimaschutz-in-der-landwirtschaft#weitere-emissionen-der-landwirtschaft> (Zugriff am: 23.06.2024).

Umweltbundesamt (UBA); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) [Hrsg.] (2021): Klima- und Umweltberichterstattung deutscher Unternehmen: Evaluierung der CSR-Berichtspflicht für die Jahre 2018 und 2019, Dessau-Roßlau, Berlin, 60 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/uba-bmu_fachbroschuere_csr-berichterstattung_final_web_bf.pdf (Zugriff am: 05.07.2024).

van Gastelen, S.; Burgers, E. E. A.; Dijkstra, J.; Mol, R. de; Muizelaar, W.; Walker, N.; Bannink, A. (2024): Long-term effects of 3-nitrooxypropanol on methane emission and milk production characteristics in Holstein Friesian dairy cows. In: *Journal of dairy science*. <https://doi.org/10.3168/jds.2023-24198>.

Vos, C.; Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2022): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2020. Report on methods and data (RMD) Submission 2022. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 91, Braunschweig, 452 S. (Zugriff am: 31.03.2023).

Vos, C.; Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Steuer, B.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2024): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2022. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. <https://doi.org/10.3220/DATA20240219164429-0>.

Wang, X.; Bai, J.; Xie, T.; Wang, W.; Zhang, G.; Yin, S.; Wang, D. (2021): Effects of biological nitrification inhibitors on nitrogen use efficiency and greenhouse gas emissions in agricultural soils: A review. In: *Ecotoxicology and environmental safety*, 220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112338>.

Wikipedia [Hrsg.] (2024): Heizwert. <https://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert> (Zugriff am: 17.07.2024).

Willett, W.; Rockström, J.; Loken, B.; Springmann, M.; Lang, T.; Vermeulen, S.; Garnett, T.; Tilman, D.; DeClerck, F.; Wood, A.; Jonell, M.; Clark, M.; Gordon, L. J.; Fanzo, J.; Hawkes, C.; Zurayk, R.; Rivera, J. A.; Vries, W. de; Majele Sibanda, L.; Afshin, A.; Chaudhary, A.; Herrero, M.; Agustina, R.; Branca, F.; Lartey, A.; Fan, S.; Crona, B.; Fox, E.; Bignet, V.; Troell, M.; Lindahl, T.; Singh, S.; Cornell, S. E.; Srinath Reddy, K.; Narain, S.; Nishtar, S.; Murray, C. J. L. (2019): Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. In: *Lancet (London, England)*, 393, 10170, S. 447 – 492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4).

Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBAE) (2020): Politik für eine nachhaltigere Ernährung. Gutachten. Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim BMEL, Berlin, 879 S. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/wbae-gutachten-nachhaltige-ernaehrung.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (Zugriff am: 28.06.2024).

Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBAE); Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBW) (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Wissenschaftlichen Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz und Wissenschaftlichen Beirat für Waldpolitik beim BMEL, Berlin, 482 S. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/Klimaschutzgutachten_2016.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (Zugriff am: 17.06.2024).

Wolf, U.; Eurich-Menden, B.; Dehler, G.; Smirnov, A.; Horlacher, D. (2023): Wie beeinflusst Auslaufhaltung die Ammoniakemissionen aus Mastschweineställen? In: *Agricultural engineering.Eu*, 78 (3). <https://doi.org/10.15150/lt.2023.3292>.

Zehetmeier, M.; Baudracco, J.; Hoffmann, H.; Heißenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. In: *Animal: an international journal of animal bioscience*, 6, 1, S. 154 – 166. <https://doi.org/10.1017/S1751731111001467>.

Zentner, A.; Pollinger, A.; Winkler, S. (2021): Ergebnisbericht zur Gülleuntersuchung des Additives „Eminex“. Kalkstickstoff-Granulat-Calciumcyanamid/Aufbereitungshilfsmittel für Gülle und Biogasgärreste zur Methanreduktion. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein und AlzChem Group AG, Raumberg-Gumpenstein.

Zikeli, S.; Gruber, S. (2017): Reduced Tillage and No-Till in Organic Farming Systems, Germany—Status Quo, Potentials and Challenges. In: *Agriculture*, 7, 4, S. 35. <https://doi.org/10.3390/agriculture7040035>.

A Anhang

A.1 Datenbasis zum Modell Ökolandbau

A.1.1 Erträge für Ackerkulturen

Für die Herleitung der Hektarerträge von Ackerkulturen und Grünland im Ökolandbau liegen folgende Datensätze vor:

- ▶ Jährliche, kulturspezifische Hektarerträge in Deutschland des Statistischen Bundesamts (Destatis 2022c), nicht aufgeschlüsselt nach Bewirtschaftungsformen
- ▶ Erträge für Weizen, Gerste, Raps, Kartoffeln, Zuckerrüben und Getreide aus dem Testbetriebsnetzwerk Landwirtschaft über zehn Jahre (2010/2011 - 2019/2020), getrennt für Ökolandbau und konventionellen Landbau (BMEL 2021)
- ▶ Erträge für den ökologischen Anbau von Ackerbohnen und Futtererbsen von 2016 bis 2019 aus dem Projekt DemoNet Erbse Bohne (BLE 2021)
- ▶ Kalkulationsdaten zu durchschnittlichen Erträgen von Kulturen in konventionellen und ökologischen Anbauverfahren (KTBL 2020b).

Die jährlichen Durchschnittserträge vom Statistischen Bundesamt (Destatis 2022c) über alle Bewirtschaftungsweisen werden im RMD 2023 genutzt werden (Tabelle 140). Diese beinhalten zwar sowohl die Erträge aus konventionellem als auch aus ökologischem Landbau, jedoch wird nur ein gemeinsamer (gemittelter) Ertragswert angegeben. Angaben zu Hektarerträgen für ökologisch angebaute Ackerkulturen sind nicht separat ausgewiesen. Auch gibt es bis dato vom Statistischen Bundesamt keine Daten zu Erträgen im ökologischen Ackerbau. In KTBL (2020b) sind jedoch Kalkulationsdaten für durchschnittliche Erträge von Kulturen im konventionellen und ökologischen Landbau enthalten. Es wird im Folgenden geprüft, ob mithilfe der Kalkulationsdaten des KTBL (2020b) und der statistischen Durchschnittserträge plausible Hektarerträge für den ökologischen Ackerbau geschätzt werden können.

Im Folgenden werden zunächst die Erträge aus konventionellem und ökologischem Landbau miteinander verglichen. Die prozentuale Ertragsminderung des Ökolandbaus im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung wird der in KTBL (2020b) angenommen Ertragsminderung gegenübergestellt. Stimmen die beiden Ertragsminderungen gut überein, werden die Minderungen von KTBL (2020b) genutzt, um die Erträge bei ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu den Aktivitätsdaten aus dem RMD 2023 zu berechnen.

Für den Vergleich werden die statistischen Durchschnittserträge vom Statistischen Bundesamt (Destatis 2022c) genutzt (Tabelle 140). Die Durchschnittserträge berücksichtigen zwar neben dem konventionellen auch den ökologischen Landbau, jedoch ist der Einfluss des Ökolandbaus auf die Durchschnittswerte bei einem LF-Flächenanteil von 8,7 % (Rösemann et al. 2023) gering. Die Durchschnittserträge insgesamt werden für den folgenden Vergleich den Durchschnittserträgen des konventionellen Landbaus gleichgesetzt.

Tabelle 140: Jährliche Hektarerträge (dt ha⁻¹) der Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 in Deutschland und mittlerer Ertrag über diesen Zeitraum (alle Anbauverfahren).

Kultur	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittel
Winterweizen	70,6	74,0	80,3	86,8	81,5	76,9	76,9	67,7	74,5	78,8	76,8
Sommergerste	48,9	56,3	54,1	59,7	54,2	52,4	54,0	49,5	51,2	54,9	53,5
Winterraps	29,3	37,0	39,5	44,8	39,1	34,6	32,7	30,0	33,1	33,1	35,3
Kartoffeln	457,6	447,5	398,3	474,2	438,1	444,2	468,0	353,8	390,3	428,3	430,0
Zuckerrüben	745,0	711,5	665,6	843,6	721,7	762,3	837,5	632,8	727,4	727,4	737,5
Sommerweizen	51,6	62,4	62,2	60,0	54,7	52,4	55,0	47,0	47,8	55,7	54,9
Roggen	41,1	54,7	59,8	61,2	56,6	55,6	50,9	42,1	50,9	55,2	52,8
Wintergerste	56,7	64,9	69,4	77,4	76,9	70,7	73,5	60,7	72,2	67,3	69,0
Hafer	43,6	51,2	47,6	50,3	44,9	46,1	44,6	40,8	40,4	45,5	45,5
Triticale	52,4	61,8	65,7	71,1	64,7	60,5	59,6	54,1	61,3	59,7	61,1
Ackerbohne							39,7	40,7	29,1	32,5	35,5
Futtererbse							33,1	34,9	27,9	30,6	31,6

Anmerkung: Die Erträge dieser Tabelle werden den Erträgen im konventionellen Landbau gleichgesetzt

Quellen: Destatis (2022c); Rösemann et al. (2023).

Für den Ökolandbau werden Erträge aus der Literatur genutzt, die möglichst über mehrere Jahre Erträge abbilden, damit der Witterungseinfluss der erfassten Jahre auf die Erträge möglichst gering bleibt. Das Testbetriebsnetzwerk Ökolandbau hat über zehn Jahre (2010/2011 - 2019/2020) Erträge für Weizen, Gerste, Raps, Kartoffeln, Zuckerrüben und Getreide erhoben (BMEL 2021). Für Ackerbohne und Futtererbse liegen Erträge für 2016 bis 2019 aus dem Projekt DemoNet Erbse Bohne (BLE 2021) vor. Für den Vergleich werden die Mittelwerte der Erträge je Kultur gebildet und mit den mittleren Durchschnittserträgen der gleichen Jahre für konventionellen Landbau nach RMD 2023 verglichen. Der Ertrag für „Weizen“ (BMEL 2021) wird mit dem nach Fläche gewichteten mittleren Ertrag von Winter- und Sommerweizen verglichen. Für „Getreide“ wird der mittlere Ertrag von Weizen, Gerste, Roggen, Hafer und Triticale mit deren Anbauflächenanteil gewichtet und mit dem mittleren Ertrag nach BMEL (2021) verglichen. Gleichmaßen wird für den Ertrag von „Gerste“ (BMEL 2021) beim Vergleich von Sommer- und Wintergerste verfahren. In Tabelle 141 sind die Einzelwerte von 2011 – 2020 sowie die mittleren Erträge im Ökolandbau dargestellt.

Tabelle 141: Jährliche Hektarerträge (dt ha⁻¹) der einzelnen Ackerkulturen im Ökolandbau im Zeitraum 2011 bis 2020 und mittlerer Ertrag über diesen Zeitraum.

Kultur	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mittel.
Weizen	35,1	35,0	33,6	37,2	37,3	35,8	35,5	38,7	35,7	38,1
Gerste	34,0	33,7	34,7	34,3	37,8	37,2	35,7	38,2	34,7	35,6
Raps	21,9	21,0	10,9	23,1	24,7	14,0	18,3	27,7	18,7	17,1
Kartoffeln	188,1	232,9	213,3	210,4	203,4	265,2	190,8	247,8	238,9	228,5
Zuckerrüben	559,0	629,5	581,2	496,2	622,5	421,5	627,0	729,0	642,9	640,7
Getreide	35,1	35,0	33,6	37,2	37,3	35,8	35,5	38,7	35,7	38,1
Ackerbohne					34,6	32,5	23,3	26,0		29,1
Futtererbse					22,9	25,0	23,9	19,5		22,8

Quellen: Ackerbohne und Futtererbse: BLE 2021; Übrige Kulturen: BMEL 2021.

Aus den Erträgen für die Einzeljahre 2011 bis 2019 wurde die Streuung und das 95 %-Konfidenzintervall je Ackerkultur sowohl für die Werte für alle Anbauverfahren nach RMD 2023 in Tabelle 142 als auch für die Aktivitätsdaten Ökolandbau nach BLE (2021) und BMEL (2021) in Tabelle 143 berechnet. Die Streuung der Erträge ist mit ± 4 % bis ± 13 % bei konventioneller Bewirtschaftung gering, im Ökolandbau mit ± 3 % bis ± 16 % etwas höher. Die höchsten Schwankungen treten bei Winterraps und Ackerbohne auf.

Tabelle 142: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall der Hektarerträge verschiedener Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 (alle Anbauverfahren).

Kultur	Mittelwert [dt ha ⁻¹]	95 %- Konfidenzintervall		
		Ertrag [dt ha ⁻¹] von ... bis		Spanne +/- [%]
Winterweizen	76,8	73,6	80,1	4
Sommergerste	53,5	51,7	55,4	4
Winterraps	35,3	32,5	38,1	8
Kartoffeln	430,0	407,6	452,5	5
Zuckerrüben	737,5	698,7	776,3	5
Sommerweizen	54,9	51,7	58,1	6
Roggen	52,8	48,8	56,8	8
Wintergerste	69,0	65,0	72,9	6
Hafer	45,5	43,4	47,6	5
Triticale	61,1	57,9	64,3	5
Ackerbohne	35,5	30,7	40,3	13
Futtererbse	31,6	29,0	34,2	8

Quelle: berechnet aus den Aktivitätsdaten des RMD 2023 (Rösemann et al. 2023).

Tabelle 143: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall der Hektarerträge verschiedener Ackerkulturen im Zeitraum 2011 bis 2020 im Ökolandbau.

Kultur	Mittelwert [dt ha ⁻¹]	95 %- Konfidenzintervall		
		Ertrag [dt ha ⁻¹] von ... bis		Spanne +/- [%]
Weizen	36,2	35,3	37,1	3
Gerste	35,6	34,6	36,5	3
Raps	19,7	16,8	22,7	15
Kartoffeln	221,9	207,2	236,7	7
Zuckerrüben	595,0	544,4	645,6	9
Getreide	36,2	35,3	37,1	3
Ackerbohne	29,1	24,6	33,6	16
Futtererbse	22,8	20,8	24,8	9

Quellen: Ackerbohne und Futtererbse: BLE 2021; Übrige Kulturen: BMEL 2021.

In Tabelle 144 sind die (jeweils über die verschiedenen Zeitreihen) gemittelten Erträge für die Aktivitätsdaten (RMD 2023 und Testbetriebsnetzwerk) sowie die Kalkulationsdaten (KTBL 2020b) zusammengestellt. Die Hektarerträge von Weizen (Winterweizen und Sommerweizen), Gerste (Sommergerste und Wintergerste) sowie Getreide (Weizen, Gerste, Triticale, Hafer und Roggen) wurden bei den Kalkulationsdaten sowie RMD 2023 nach Flächenanteil gewichtet. Zwischen den kulturspezifischen Erträgen der einzelnen Datenquellen bestehen Unterschiede, besonders groß sind die Abweichungen bei den Erträgen von Kartoffeln und Zuckerrüben sowie bei Futtererbse im Ökolandbau.

Tabelle 144: Vergleich der mittleren Hektarerträge (in dt ha⁻¹) für Ackerkulturen im konventionellen und im ökologischen Landbau nach den verschiedenen Datenquellen.

Kultur	RMD 2023	Testbetriebsnetzwerk		Kalkulationsdaten	
		Konventionell	Ökologisch	Konventionell	Ökologisch
Weizen	76,4	74,0	36,2	79,2	40,0
Gerste	65,4	65,8	35,6	67,6	30,0
Winterraps	35,3	36,3	19,7	35	20
Getreide	69,1	70,0	33,9	71,7	37,0
Kartoffeln	430,0	403,8	221,9	450	250
Zuckerrübe	737,5	722,1	595,0	600	500
Ackerbohne	35,5	/	29,1	40	35
Futtererbse	31,6	/	22,8	35	35

Quellen: Kalkulationsdaten nach KTBL (2020b) und Aktivitätsdaten nach RMD 2023 (Destatis 2022c), Testbetriebsnetzwerk (BMEL 2021) und Projektdaten der BLE (2021).

Auf Basis der Zusammenstellung in Tab. 43 werden schließlich für den Vergleich folgende Daten verwendet:

- Aktivitätsdaten „Konventionell“: RMD 2023 (Destatis 2022c)
- Aktivitätsdaten „Ökologisch“: Testbetriebsnetzwerk (BMEL 2021; BLE 2021)

► Kalkulationsdaten „Konventionell“ und „Ökologisch“: KTBL (2020b).

Für einzelnen Jahre wurde je Ackerkultur ein Faktor für die Relation des Ertrags im Ökolandbau (BMEL 2021; BLE 2021) im Vergleich zum konventionellen Landbau nach RMD 2023 gebildet. Aus diesen Faktoren wurde ein Mittelwert gebildet. Aus den Kalkulationsdaten nach KTBL (2020b) werden nach dem gleichen Verfahren je Kultur Faktoren berechnet und mit denjenigen der Aktivitätsdaten verglichen (Tabelle 145).

Tabelle 145: Relation der Erträge im Ökolandbau zum konventionellen Landbau und prozentuale Abweichung zwischen den beiden Werten.

Kultur	Aktivitätsdaten	Kalkulationsdaten	Abweichung	Prozentuale Abweichung [%]
Weizen	0,47	0,50	0,03	5,3
Gerste	0,67	0,50	-0,17	-33
Winterraps	0,57	0,57	0,00	0
Kartoffeln	0,52	0,56	0,03	6
Zuckerrüben	0,82	0,83	0,02	2
Getreide	0,67	0,73	0,06	8
Ackerbohne	0,82	0,88	0,06	7
Futtererbse	0,73	1,00	0,27	27

Quellen: Aktivitätsdaten nach RMD 2023 (BLE 2021; BMEL 2021; Rösemann et al. 2023); KTBL-Kalkulationsdaten (KTBL 2020b).

Bei Weizen, Kartoffeln, Ackerbohne und Getreide betragen die Abweichungen der Relativerträge zwischen 5 % und 10 %. Die Abweichung zwischen dem Ertrag aus ökologischen Anbau in Relation zum Ertrag im konventionellen Landbau ist bei Gerste und Futtererbse auffällig hoch (> 10 %). Für Futtererbse und Ackerbohne umfasst die Datengrundlage des BLE (2021) nur vier Jahre mit maximal fünf Betrieben (Futtererbse) bzw. maximal 15 Betrieben (Ackerbohne). Dies zeigt auch der Vergleich der Erträge in Tabelle 145: Die Erträge nach BLE (2021) sind im Ökolandbau wesentlich geringer als in den Kalkulationsdaten. Die größeren Abweichungen bei Gerste könnten darauf zurückzuführen sein, dass der mittlere Ertrag von Sommer- und Wintergerste für den konventionellen Landbau sowie für die Kalkulationsdaten nach Flächenanteil gewichtet wurde. Über den Anteil von Sommer- und Wintergerste am mittleren Ertrag für Gerste bei BMEL (2021) gibt es keine Informationen. Daher kann nicht verglichen werden, ob die Unterschiede in der Ertragsminderung im Ökolandbau bei Aktivitätsdaten und Kalkulationsdaten durch eine unterschiedliche Gewichtung verursacht werden. Jedoch zeigt der Vergleich der Erträge von Gerste im Ökolandbau größere Unterschiede zwischen den Daten des Testbetriebsnetzwerkes (BMEL 2021) und den Kalkulationsdaten (KTBL 2020b).

Trotz der höheren Abweichung bei der Futtererbse zeigt der Vergleich, dass die Kalkulationsdaten genutzt werden können, um die Erträge im Ökolandbau für Ackerfrüchte und Grünland zu berechnen. Die Erträge für Ökolandbau werden bei Rückrechnung und Projektionen aus den kulturspezifischen Erträgen aus dem RMD 2023 für das jeweilige Jahr und der kulturspezifischen Ertragsminderung nach KTBL (2020b) berechnet; die Faktoren sind in Tabelle 146 dargestellt.

Tabelle 146: Kulturspezifische Faktoren zur Berechnung der Erträge im Ökolandbau in den Szenarien und Projektionsjahren aus den bisher genutzten Aktivitätsdaten für Erträge im Ackerbau.

Kultur	Faktor ¹	Erläuterung zur Wahl der Vergleichswerte in KTBL (2020)
Winterweizen	0,50	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Sommerweizen	0,73	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Roggen	0,69	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Wintergerste	0,50	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Sommergerste	0,50	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Hafer	0,67	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Triticale	0,67	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Getreide zur Ganzpflanzenernte	0,75	Winterweizen - Ganzpflanzensilage; Brutto-Ertrag
Körnermais	0,58	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Silomais	0,70	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Winterraps	0,57	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Zuckerrübe	0,83	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Klee, Klee-Gras Mischungen, Klee-Luzerne Mischungen	0,88	Mittelwert aus klee- und grasbetont und alle vier Ertragsniveaus
Grasanbau	0,80	Mangels Ackergrasertrag bei Ökolandbau wird die Minderung von Wiese und Weide übernommen
Kartoffeln	0,56	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Ackerbohnen	0,88	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Futtererbsen	1,00	Mittelwert mittleres Ertragsniveau
Wiesen und Weiden	0,80	Mittelwert aus extensiver und intensiver Bewirtschaftung über alle vier Ertragsniveaus (mehr unter „Erträge für Grünland“)

¹ Faktor zur Berechnung des Hektarertrags der Kulturart im Ökolandbau (Bundesdurchschnitt) aus der Angabe im RMD 2023.

Quelle: KTBL (2020b).

Für die Projektionen wird davon ausgegangen, dass sich die Erträge ökologisch angebauter Kulturen vergleichbar zu den Erträgen für konventionellen Anbau bis 2030 entwickeln. Das bedeutet, die prozentuale Ertragsminderung im Ökolandbau im Vergleich zum konventionellen Landbau bleibt konstant, aber die Erträge sind zeitlich variabel.

A.1.2 Erträge für Grünland

Auch für Grünland werden im RMD 2023 die jährlichen Durchschnittserträge vom Statistischen Bundesamt (Destatis 2021b) über alle Bewirtschaftungsweisen genutzt. Die Erträge für Grünland sind im RMD 2023 als „Wiesen und Weiden“ zusammengefasst. Für ökologisch bewirtschaftetes Grünland liegen keine Vergleichsdaten vor. Daher werden in Anlehnung an die Herleitung der Erträge im Ackerbau auch für die Erträge bei Dauergrünland die Kalkulationsdaten vom KTBL (2020b) genutzt. In KTBL (2020b) sind für Dauergrünland Erträge für vier verschiedene Ertragsniveaus ("sehr niedrig" bis "hoch") sowie intensive und extensive Bewirtschaftung für Ökolandbau und konventionellen Landbau angegeben (Tabelle 147).

Tabelle 147: Vergleich der mittleren Hektarerträge (in t ha⁻¹) von Dauergrünland im konventionellen und im ökologischen Landbau (n. KTBL, 2022).

Ertragsniveau	Konventioneller Landbau [t ha ⁻¹]		Ökolandbau [t ha ⁻¹]		Faktor	
	intensiv	extensiv	intensiv	extensiv	intensiv	extensiv
Sehr niedrig	25	14	20	14	0,80	1,0
Niedrig	38	20	30	20	0,79	1,0
Mittel	56	30	45	25	0,82	0,83
Hoch	75	42	55	35	0,73	0,83
Mittelwert	48,5	26,5	37,5	23,5	0,77	0,89

Quelle: KTBL (2020b).

Die Grünlanderträge im Ökolandbau erreichen im Mittel 82 % des konventionellen Landbaus, wobei die Erträge bei extensiver Bewirtschaftung weniger stark voneinander abweichen. Besonders große Abweichungen bestehen bei der intensiven Bewirtschaftung und einem hohen Ertragsniveau. Das 10-jährige Mittel von 2011 - 2020 für Weide und Wiesen im RMD 2023 liegt bei 31,8 t ha⁻¹, d.h. in einem niedrigen Ertragsniveau bei intensiver bzw. mittleren Ertragsniveau bei extensiver Bewirtschaftung. Um die Erträge des ökologisch bewirtschafteten Dauergrünlands nicht zu überschätzen, wird ein Faktor von 0,8 genutzt, um die Erträge von Dauergrünland im Ökolandbau aus den Aktivitätsdaten zu berechnen. Wie bei den Ackerkulturen wird angenommen, dass sich die Erträge im Dauergrünland bei Ökolandbau ähnlich wie die Erträge für Dauergrünland für alle Bewirtschaftungsformen aus den Projektionen entwickeln.

A.1.3 Erträge im Gartenbau

Erntemengen sowie Anbauflächen für den ökologischen Gartenbau liegen für das Jahr 2020 vor (Destatis 2021d). Aus den Erntemengen und der Anbaufläche werden Hektarerträge berechnet, welche für die Maßnahmenberechnung genutzt werden. Die berechneten Erträge (dt ha⁻¹) für 2020 werden für das Berechnungsjahr 2020 (Tabelle 148) übernommen, die Veränderungen im Ertrag in den Szenarien orientieren sich an der Entwicklung der Gemüseerträge in den jeweiligen Projektionsjahren. Das bedeutet, wenn in den Projektionen von einer Ertragssteigerung um bspw. 5 % bis 2030 ausgegangen wird, dann wird diese Steigerung auch für die Erträge im ökologischen Gemüsebau übernommen. Fehlende Angaben zu Anbauflächen bzw. Erntemengen für einzelne Gemüsearten in 2020 wurden aus 2019 übernommen. Da die Erträge und Flächen nur für Deutschland insgesamt vorliegen, wird angenommen, dass das Verhältnis des Hektarertrags im jeweiligen Bundesland zu Bundesschnitt bei Ökolandbau übereinstimmt mit dem Verhältnis zwischen den Erträgen im Bundesland und im Bund bei den Aktivitätsdaten für alle Bewirtschaftungsformen. Da die Maßnahmen primär auf Bundesebene gerechnet werden, beeinflusst die Höhe der Erträge auf Bundeslandebene die Bewertung der Wirksamkeit der Maßnahme M3 „Ausweitung des Ökolandbaus“ nicht.

Tabelle 148: Aus Anbauflächen und Erntemengen berechnete Hektarerträge im Feldgemüsebau für das Jahr 2021.

Anbaukultur	Anbauflächen [ha]	Erntemengen [t]	Hektarerträge [dt ha ⁻¹]
Erdbeeren	352,8	3288	93,2
Blumenkohl	247,4	3343	135,1
Brokkoli	431	3733	86,6
Chinakohl	72,3	1636	226,3
Grünkohl	120	1669	139,1
Kohlrabi	168,7	3371	199,8
Rosenkohl	69,5	611	87,9
Rotkohl	162,4	5888	362,6
Weißkohl	454,8	25198	554,0
Wirsing	97,3	2065	212,2
Eichblattsalat	158,7	3016	190,0
Eissalat	98,5	16996	172,4
Endiviensalat	33,9	784	231,3
Feldsalat	135,8	615	45,3
Kopfsalat	91,4	1755	192,0
Lollo salat	24,6	527	214,1
Radicchio	37,3	524	140,5
Romanasalat	201,8	4710	233,4
Ruculasalat ¹	13,6	107	78,7
Sonstige Salate	151,1	2551	168,8
Spinat	464,7	7278	156,6
Rhabarber	200,6	4961	247,3
Spargel	1576,3	8023	50,9
Stauden- / Stangensellerie	123	2866	233,0
Knollensellerie	265,7	8480	319,2
Möhren / Karotten	3091,1	165704	536,1
Radieschen	145,1	2798	192,8
Rettich	63,5	1582	249,1
Rote Rüben	1128,7	44672	395,8
Schälgurken	104,4	2678	256,5
Einlegegurken	58,5	5271	901,0
Speisekürbisse	1834,1	30705	167,4
Zucchini	427,6	11672	273,0
Zuckermais	297,8	2442	82,0
Buschbohnen	779,4	6584	84,5
Dicke Bohnen	6,3	51	81,4
Stangenbohnen	3,1 ¹	33 ¹	107,1 ¹

Anbaukultur	Anbauflächen [ha]	Erntemengen [t]	Hektarerträge [dt ha ⁻¹]
Frischerbsen (ohne Hülsen)	1626,7	6836	42,0
Frischerbsen (mit Hülsen)	179,9	295	16,4
Bundzwiebeln	74	1092	147,6
Speisezwiebeln	1390,2	42308	304,3
Porree	378,2	8798	232,6

¹ Differenz für Gesamthülsenfrüchte und den Summen für einzelne Hülsenfrüchte Quelle: Destatis (2021d).

A.1.4 Tierleistungen im Ökolandbau

Tierleistungen, wie beispielsweise die Legeleistung von Legehennen, liegen nur auf Bundesebene vor und werden auch nur auf Bundesebene für die Berechnungen benötigt, lediglich die Milchleistung geht in die Emissionsberechnung mit räumlicher Auflösung auf Kreis- bzw. Bundeslandebene ein. Derzeit liegen vom Statistischen Bundesamt oder von der BLE keine Angaben zur Milchleistung im Ökolandbau vor. Jedoch gibt es (i) KTBL-Kalkulationsdaten zur durchschnittlichen Milchleistung von ökologisch gehaltenen Milchkühen (KTBL 2020b) sowie (ii) Angaben zur Milchleistung von einzelnen Betrieben aus dem Testbetriebsnetz Ökolandbau (BMEL 2021) und (iii) für einzelne Bundesländer und Jahre Milchleistungen aus der Milchleistungsprüfung der LKVs (LKVBB 2020, 2022, 2021, 2023; LKV Bayern 2021; Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. 2022; LKV Bayern 2023; i-KÖN 2022, 2023). Da die Milchleistung eine maßgebliche Einflussgröße für die Berechnung der Emissionen aus der Milchkuhhaltung ist, wird für die Maßnahme "Ökolandbau" ein Faktor aus den vorhandenen Daten abgeleitet, mithilfe dessen die Milchleistung ökologisch gehaltener Milchkühe im Vergleich zur Milchleistung aller Milchkühe (Aktivitäts- und Projektionsdaten RMD) abgeleitet wird. In Tabelle 149 sind die Milchleistungen im ökologischen Landbau aus dem Testbetriebsnetzwerk (BMEL 2021) den für alle Testbetriebe erhobenen Milchleistung von Milchkühe gegenübergestellt.

Tabelle 149: Gegenüberstellung der jährlichen Milchleistung (kg Kuh⁻¹ a⁻¹) im Ökolandbau und für alle Betriebsformen aus den Ergebnissen des Testbetriebsnetzes.

	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2014/ 2015	2015/ 2016	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	2019/ 2020	Mittel
Testbetriebsnetz Ökolandbau ¹	5.880	5.871	5.938	5.960	5.945	6.207	6.372	6.664	6.443	6.091
Aktivitätsdaten ²	7.362	7.483	7.462	7.649	7.692	7.991	7.398	7.854	7.316	7.566
Relativwert	0,78	0,79	0,80	0,78	0,77	0,78	0,86	0,85	0,88	0,81

Quelle: ¹ BMEL (2021); ² Rösemann et al. (2023).

Im Durchschnitt ist die Milchleistung im ökologischen Landbau nach Testbetriebsnetz (BMEL 2021) um etwa 19 % geringer als für alle Betriebsformen.

Für die Bundesländer Brandenburg (LKVBB 2020, 2022, 2021, 2023), Niedersachsen (i-KÖN 2022, 2023) und Bayern (LKV Bayern 2021; Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. 2022; LKV Bayern 2023) liegen für einzelne Jahre Milchleistungen für ökologisch gehaltene Milchkühe separat ausgewiesen vor. Aus der Gesamtmilchleistung sowie der Anzahl der Milchkühe mit Milchleistungsprüfung im ökologischen bzw. konventionellen Landbau lässt sich die Milchleistung konventioneller Milchkühe ableiten. Tabelle 150 zeigt die

Milchleistungen für die Bundesländer Brandenburg, Bayern und Niedersachsen in den Jahren 2019 – 2022.

Tabelle 150: Durchschnittliche Milchleistung [kg an⁻¹] der ökologisch gehaltenen Milchkühe für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen und die über die Jahre gemittelte Milchleistung.

	2019 [kg an ⁻¹]	2020 [kg an ⁻¹]	2021 [kg an ⁻¹]	2022 [kg an ⁻¹]	Mittelwert [kg an ⁻¹]
Bayern ¹	/	6.797	6.818	6.772	6.796
Brandenburg ²	7.575	7.921	7.768	7.894	7.861
Niedersachsen ³	/	/	7.773	7.637	7.705

Quellen: ¹ LKV Bayern; Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V.; LKV Bayern (2021; 2022; 2023); ² LKVBB (2020, 2022, 2021, 2023); ³ i-KÖN (2022, 2023); eigene Berechnung.

Im Jahr 2020 standen mit 48,8 % die meisten der ökologisch gehaltenen Milchkühe in Bayern gefolgt von Baden-Württemberg mit 15,6 % (Destatis 2022a). In Brandenburg und Niedersachsen waren es vergleichsweise wenig mit 2,5 % bzw. 6,9 %. Über die drei Milchleistungen sind 34,6 % aller ökologisch gehaltenen Milchkühe abgedeckt. Die durchschnittliche Milchleistung ist in Brandenburg am höchsten mit 7.861 kg an⁻¹, in Bayern mit 6.796 kg an⁻¹ am niedrigsten.

In Tabelle 151 sind die konventionellen Milchleistungen, die zur Berechnung des Relativwerts genutzt werden dargestellt. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Bundesländern sind mit fast 1.800 kg an⁻¹ wesentlich höher als bei den Milchleistungen im Ökolandbau, wobei auch hier in Brandenburg die höchste und in Bayern die geringste Milchleistung ermittelt wurde.

Tabelle 151: Durchschnittliche Milchleistung [kg an⁻¹] der konventionell gehaltenen Milchkühe für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen und die über die Jahre gemittelte Milchleistung.

	2019 [kg an ⁻¹]	2020 [kg an ⁻¹]	2021 [kg an ⁻¹]	2022 [kg an ⁻¹]	Mittelwert [kg an ⁻¹]
Bayern ¹	/	8.307	8.271	8.201	8.260
Brandenburg ²	9.833	10.017	9.936	10.108	10.020
Niedersachsen ³	/	/	9.817	10.076	9.946

Quellen: ¹ LKV Bayern; Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V.; LKV Bayern (2021; 2022; 2023); ² LKVBB (2020, 2022, 2021, 2023); ³ i-KÖN (2022, 2023); eigene Berechnung.

Aus den in Tabelle 150 und Tabelle 151 dargestellten Milchleistungen wird ein Relativwert abgeleitet, vgl. mit dem Relativwert mit den Daten des Testbetriebsnetzwerk. Die Relativwerte für die einzelnen Jahre und Bundesländer sowie die über die Jahre gemittelten (einfacher Mittelwert) sowie über die Bundesländer nach Milchkuhzahl gewichteten Relativwerte sind in Tabelle 152 dargestellt.

Tabelle 152: Relativwert von ökologischer Milchleistung zu konventioneller Milchleistung für die Jahre 2019 – 2022 für die Bundesländer Bayern, Brandenburg und Niedersachsen sowie nach Milchkuhzahl gewichteten Mittelwerte und über Jahre gemittelten Relativwerte.

	2019 [kg an ⁻¹]	2020 [kg an ⁻¹]	2021 [kg an ⁻¹]	2022 [kg an ⁻¹]	Mittelwert [kg an ⁻¹]
Bayern ¹	/	0,82	0,82	0,83	0,82
Brandenburg ²	0,77	0,79	0,78	0,78	0,78
Niedersachsen ³	/	/	0,79	0,76	0,77
Gewichtetes Mittel*	/	0,83	0,82	0,82	0,82

Quellen: ¹ LKV Bayern; Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V.; LKV Bayern (2021; 2022; 2023); ² LKVBB (2020, 2022, 2021, 2023); ³ i-KÖN (2022, 2023); eigene Berechnung.

* Gewichtet nach Anteil an Milchkühen im Ökolandbau der drei Bundesländer.

Der nach Milchkuhzahl gewichteter Mittelwert liegt von 2020 – 2022 bei etwa 0,82, d.h. die Milchleistung im ökologischen Landbau ist um 18 % geringer als im konventionellen Landbau. In den beiden Bundesländern mit höheren Milchleistungen im konventionellen Landbau sind die Relativwerte etwas geringer, d.h. die Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Landbau sind höher. In Bayern hingegen sind die Unterschiede etwas geringer.

Die Auswertung von den Praxisdaten des Testbetriebsnetzwerkes sowie der Milchleistungsprüfung zeigt eine um 18 – 19 % geminderte Milchleistung, d.h. der Relativwert liegt bei 0,81 – 0,82. Im Vergleich dazu wird in den Kalkulationsdaten des KTBL (2020b) nur von einer um den Faktor 0,85 niedrigeren Milchleistung bei ökologisch gehaltenen Milchkühen ausgegangen. Die aus den Daten des Testbetriebsnetzwerkes und der Milchleistungsprüfung abgeleitete Relativwerte liegen somit geringfügig unterhalb des aus den Kalkulationsdaten des KTBL (2020b) abgeleiteten Faktors. Das bedeutet, dass die Milchleistung und dementsprechend auch die Emissionen aus der ökologischen Milchkuhhaltung unterschätzt werden können. Da dieser Faktor jedoch auf Erhebungen über mehrere Jahre basiert, bildet der Minderungsfaktor 0,809 (nach Testbetriebsnetzwerk) die Milchleistungen im Ökolandbau besser ab. Für die Maßnahmenberechnung wird dieser Faktor genutzt, um die jährliche Milchleistung für Ökolandbau abhängig von der Milchleistung aus den Aktivitätsdaten zu berechnen. Es wird wie bei den Erträgen (Kap. A.1.1) davon ausgegangen, dass Änderungen in der Milchleistung in den Projektionen die konventionelle und die ökologische Milchkuhhaltung gleichermaßen betreffen.

A.1.5 Sonstige Parameter

Im Folgenden sind weitere Parameter aufgeführt, die für das Modell Ökolandbau angepasst wurden. Alle hier nicht aufgeführten Faktoren und Parameter wurden unverändert übernommen.

Bei Milchkühen wird für Ökolandbau ein Milchfettgehalt von 4,1 % und Milcheiweißgehalt von 3,4 % nach KTBL (2020b) angenommen. Das Schlachtkörpergewicht ökologisch gehaltener Milchkühe beträgt 0,897 des Endgewichts konventionell gehaltener Milchkühe (KTBL 2020b). Der Proportionalitätsfaktor, mit welchem das Anfangsgewicht einer Milchkuh nach Rösemann et al. (2023) berechnet wird, beträgt im Ökolandbau 0,86, was dem Verhältnis von Einstallungs- und Ausstallungsgewicht nach KTBL (2020b) entspricht.

Das Milchfärsenendgewicht ist mit 530 kg im Ökolandbau im Vergleich zu 560 kg im konventionellen Landbau geringer, d.h. im Modell wird ein um Faktor 0,946 gemindertes Endgewicht für

ökologisch gehaltene Milchfärsen angenommen. Wie bei Milchkühen werden für Milchfärsen nur die grünlandbetonten Futterrationen im Ökolandbau berücksichtigt.

Laut KTBL (2020b) sind die Endgewichte ökologisch gehaltener Mastrinder um Faktor 0,96 geringer als bei konventionell gehaltenen (600 kg zu 625 kg) und die täglichen Gewichtszunahmen um Faktor 0,864 geringer (950 g zu 1100 g).

Sauen im Ökolandbau werden etwas länger (3,2 statt 3 Jahre) gehalten und haben ein etwas höheres Ausstattungsge­wicht (KTBL 2020b), weshalb im Modell Ökolandbau das Sauengewicht und die täglichen Zunahmen um Faktor 1,053 höher sind als im konventionellen Landbau. Die Anzahl der Ferkel sind um Faktor 0,769 geringer im Ökolandbau (KTBL 2020b).

Bei Mastschweinen ist das Einstellungsge­wicht um 0,966 und die tägliche Zunahme um 0,911 geringer im Ökolandbau, durch die längere Haltungsdauer ist das Ausstattungsge­wicht minimal um 1,01 höher (KTBL 2020b).

Bei ökologisch gehaltenen Legehennen ist das Startgewicht um 0,97 und das Endgewicht um 0,95 geringer (KTBL 2020b).

Bei Ökolandbau ist Ausstattungsge­wicht von Mastgeflügel zwar mit 2,45 kg höher als bei konventioneller Haltung mit 2,38 kg, aber die Ausschlachtung mit 0,70 geringer als bei konventioneller Haltung mit 0,72 (KTBL 2020b). Daher ist der Unterschied in der Fleischproduktion bei Ökolandbau mit 1,715 kg Fleisch je Tier und konventioneller Landbau mit 1,714 kg Fleisch je Tierplatz sehr gering. Da als Eingangsgröße die Fleischproduktion für Deutschland bekannt ist, folgt die Aufteilung der Fleischproduktion auf die Bewirtschaftungssysteme nach Anzahl der Tierplätze. Der Futtermittelverwertungskoeffizient im Ökolandbau ist um Faktor 1,399 höher (KTBL 2020b).

Die Lebensspanne von Puten ist im Ökolandbau um Faktor 1,25 (Hennen) und 1,061 (Hähne) höher als im konventionellen Landbau. Das Ausstattungsge­wicht von Puten-Hennen ist um Faktor 1,241 höher, bei Puten-Hähnen um 0,553 geringer im Ökolandbau. Die Futtermittelverwertung ist im Ökolandbau für Hähne (Faktor 1,078) und Hennen (Faktor 1,301) höher (KTBL 2020b).

A.2 Annahmen für die Berechnung der Kosten für M3 „Ausbau des Ökolandbaus“

Tabelle 153: Annahmen für die Berechnung der Kosten für Maßnahme M3 – Pflanzenbau.

Kategorie und Kulturart – Bezeichnung im Projekt	Datenherkunft – Bezeichnung Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau ^{2,3}	Weitere Annahmen im Speziellen
Getreide		
Winterweizen	Winterweizen – Backweizen	
Roggen	Winterroggen – Mahl- und Brotroggen	
Sommerweizen	Sommerweizen – Futterweizen	Aufgrund mangelnder Datenlage für Sommerweizen wird der Mineraldüngerbedarf von Sommergerste übernommen.
Wintergerste	Wintergerste – Futtergerste	
Sommergerste	Sommergerste – Braugerste	
Hafer	Sommerhafer – Futterhafer	
Triticale	Wintertriticale – Futtertriticale	
Energiepflanzen		
Getreide zur Ganzpflanzensilage	Winterweizen – Ganzpflanzensilage (Biogasproduktion)	Aufgrund mangelnder Datenlage wird der Mineraldüngerbedarf nicht auf Grundlage des Projekts DÜNGEval bestimmt, sondern basierend auf den Empfehlungen von KTBL (2022c).
Grasanbau – Biogasproduktion	Dauergrünland (Biogasproduktion); Häcksler	EMMa-L-NC unterscheidet beim Anbau von Gras nicht in Gras für die Biogas- und Futterproduktion. Da die Nutzung für die Kostenberechnung von Relevanz ist, wird anhand des Frischmasseinputs von Grass in Biogasanlagen die „übrige“ Menge an Gras bestimmt und davon ausgegangen, dass diese als Futtermittel verwendet wird. Bei der Berechnung der Mineraldüngermengen wird keine Unterscheidung vorgenommen. Zudem liefert KTBL (2022c) keine Daten für den ökologischen Grasanbau für die Biogasproduktion. Daher wurden Werte für diesen anhand des ökologischen Anbaus von Maissilage abgeleitet: Im Ökolandbau sind der Arbeitszeitbedarf sowie die Maschinenkosten 20 % höher, der Dieselbedarf bleibt gleich (abgeleitet aus den Daten für Anbau von Maissilage).
Mais		
Körnermais	Mais - Körnergewinnung	
Silomais - Futterproduktion	Mais – Silomais	EMMa-L-NC unterscheidet beim Anbau von Silomais nicht in Silomais für die Biogas- und Futterproduktion. Da die Nutzung für die Kostenberechnung von Relevanz ist, wird

Kategorie und Kulturart – Bezeichnung im Projekt	Datenherkunft – Bezeichnung Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau ^{2, 3}	Weitere Annahmen im Speziellen
Silomais - Biogasproduktion	Mais – Silomais (Biogasproduktion)	anhand des Frischmasseinputs von Silomais in Biogasanlagen die „übrige“ Menge an Silomais bestimmt und davon ausgegangen, dass diese als Futtermittel verwendet wird. Bei der Berechnung der Mineraldüngermengen wird keine Unterscheidung vorgenommen. s. Silomais - Futterproduktion
Ölfrüchte und Eiweißpflanzen		
Winterraps	Winterraps	
Klee, Klee-Gras Mischungen, Klee-Luzerne Mischungen	-	Aufgrund mangelnder Datenlage in KTBL (2022b) können keine vergleichenden Berechnungen für konventionellen und ökologischen Anbau der Kulturart durchgeführt werden. Daher findet diese in den Gesamtkostenberechnungen keine Beachtung.
Ackerbohnen	Sommerackerbohnen – Körnergewinnung	
Futtererbsen	Sommererbsen – Körnergewinnung	
Kartoffeln und Zuckerrüben		
Zuckerrüben	Zuckerrüben	
Kartoffeln	Kartoffeln – Speisekartoffeln, früh	
Futterbau		
Grasanbau - Futterproduktion	Konventionell; Dauergrünland, grasbetont – Anwelksilage; Häcksler Ökologisch; Dauergrünland, kleebetont – Anwelksilage; Häcksler	s. Grasanbau - Biogasproduktion
Wiesen und Weiden	Ökologisch; Dauergrünland – Weide; Weide, Pflege ohne Zaunbetrieb	Aufgrund der Vielzahl an Nutzungsmöglichkeiten und der daraus resultierenden weiten Spanne an Erlösen, die erzielt werden können, wird von einer einfachen Weidenutzung mit Pflege ausgegangen (Leistung = 0), wobei zwischen ökologischem und konventionellem Landbau keine Unterscheidung gemacht wird (Arbeitszeitbedarf, Dieselverbrauch, Maschinenkosten, Betriebsstoffe). Daher fällt die Grünlandnutzung für diese Maßnahme M3 nicht ins Gewicht.

Quelle: Eigene Darstellung.

Tabelle 154: Annahmen für die Berechnung der Kosten¹ für M3 – Nutztierhaltung.

Tierkategorie ²	Ökologisch			Konventionell		
	Stallgröße ¹	EKfL ^{1,3}	Verkaufspreis Produkt	Stallgröße ¹	EKfL ^{1,3}	Verkaufspreis Produkt
	TP	€ TP ⁻¹ a ⁻¹	€ kg ⁻¹ /Stück ⁻¹	TP	€ TP ⁻¹ a ⁻¹	€ kg ⁻¹ /Stück ⁻¹
Rinder						
Milchkühe	58 108	-1.422 -852	0,48	58 108	-1.347 -872	0,34
Kälber	30 62	-1.785 -1.509		30 62	-1.576 -1.325	
Milchfärsen	120 120	-577 -577 ⁴		120 120	-460 -460 ⁴	
Weibliche Mast-rinder	120 120	-835 -835 ⁴	4,16	120 120	-280 -214 ⁴	3,22
Männliche Mast-rinder	144 144	-1.094 -1094 ⁴	4,39	84 140	-280 ⁴ -214	3,22
Mutterkühe	34 34	-2.497 -2.497 ⁴		34 34	-1.900 -1.900 ⁴	
Schweine						
Sauen	72 72	-244 -244 ⁴		320 1.120	-386 -312	
Aufzuchtferkel	210 720	-57 -42	97,50	1.800 2.520	-61 -47	27,70
Mastschweine	200 720	-129 -102	3,49	385 649	-15 -7	1,56
Schafe – Erwach-sene Schafe	400 490	-392 -175		400 490	-392 ⁴ -175 ⁴	
Ziegen		-641 -392			-575 -345	
Geflügel						
Legehennen	6.000 15.000	-7 -4	0,20	6.725 14.000	-11 -10	0,09
Masthähnchen &-hühnchen	2.400 9.600	-1,37 2	2,85	30.300 37.600	0 0	0,95
Gänse	815 815	1 ⁴ 1 ⁴		815 815	1 1	
Putenhähne	4.660 18.640	-6 ⁴ -4 ⁴	4 ⁴	4.660 18.640	-6 -4	1,35
Putenhennen	1.150 4.000	-22 -11	4	8.310 33.240	-7 -6	1,31

¹ Kostenberechnung erfolgt für zwei Betriebsgrößen ("kleine" und "große" Betriebe gem. Tabelle 123) mit unterschiedlichen Annahmen zu Stallgröße und EKfL.

² Aufgrund unzureichender Datengrundlage oder geringem Bestand und daher geringem Einfluss auf THG-Emissionen werden männliche Rinder über 2 Jahren, Eber, Lämmer, Pferde, Junghennen, Gänse und Enten bei der Berechnung der Mehrkosten teilweise nicht berücksichtigt.

³ Einzelkostenfreie Leistung.

⁴ Der KTBL-Rechner bietet für diese Kategorien keine eigenen Werte an, die Werte wurden daher geschätzt.

Quelle: Eigene Darstellung (DöhlerAgrar) auf Basis von KTBL (2022b, 2023c).

Tabelle 155: Annahmen ZCa und ZCb (Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements im Stall) und Referenzen.

	Einheit	Rinderställe ¹	Schweineställe ¹	Referenz ²
Investitionskosten Altgebäude	€	1.580.000	560.585	R: Döhler et al. (2024) S: Döhler et al. (2022)
Investitionskosten Nachrüstung	€	110.693	300.000	R: Herstellerabfragen (Schauer Agrotronic 2023) und Döhler et al. (2024); S: Döhler et al. (2022)
Zusätzliche Gebäudekosten	€ TP ⁻¹ a ⁻¹	115	16	Eigene Berechnungen ³
Zusätzliche Stromkosten d. Technik	€ TP ⁻¹ a ⁻¹	-	5 – 10	Eigene Berechnungen basierend auf Herstellerangaben (Schauer Agrotronic 2023) und einem Strompreis von 0,35 € kWh ⁻¹
Zusätzlicher Arbeitszeitbedarf	Akh TP ⁻¹ a ⁻¹⁴	0,5	0,3	R: Döhler et al. (2024) S: Döhler et al. (2022)

¹ Die Berechnungen wurden jeweils für einen exemplarischen Stall mit 120 Milchkühen resp. 1.500 Mastschweinen durchgeführt.

² R = Rinderstall; S = Schweinestall.

³ Die Gebäudekosten setzen sich aus den Abschreibungskosten (10 Jahre für die Stalltechnik in Rinderställen, 20 Jahre für den Anbau des Auslaufs in Schweineställen), Zinskosten (4 %) und Unterhaltungskosten (Herstellerangaben für die Stalltechnik in Rinderställen, 1 % der Investition für den Anbau) zusammen.

⁴ Annahme für die Berechnung der Arbeitszeitkosten: 21,5 € Akh⁻¹

Tabelle 156: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten für die Ausweitung des ökologischen Pflanzenbaus (M3, Szenarien 2 bis 3), mit und ohne Berücksichtigung der Ertragsdifferenz

	Einheit	67 kW			102 kW			200 kW		
		S2	S3	S4	S2	S3	S4	S2	S3	S4
Ohne Ausgleich der Ertragsdifferenz										
Maßnahmenkosten	Mio. €	-29	-55	-82	-19	-37	-55	2	4	7
Minderungspotenzial	1000 t CO ₂ -Äq.	498	964	1.430	498	964	1.430	498	964	1.430
Allokationsregel		1/4								
Minderungskosten	€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.	-14	-14	-14	-9,5	-9,5	-9,5	1,1	1,1	1,1
Mit Ausgleich der Ertragsdifferenz										
Maßnahmenkosten	Mio. €	901	1743	2.586	901	1743	2.586	901	1743	2.586
Minderungspotenzial	1.000 t CO ₂ -Äq.	498	964	1.430	498	964	1.430	498	964	1.430
Allokationsregel		1/4								
Minderungskosten	€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.	438	438	438	443	443	443	453	453	453

Quelle: eigene Berechnung (DöhlerAgrar).

Tabelle 157: THG-Minderungspotenziale und Emissionsminderungskosten bei Ausweitung der ökologischen Tierhaltung (M3, Szenarien S2 bis S4) für große Betriebsgrößen¹, mit und ohne Berücksichtigung der Ertragsdifferenz.

	Einheit	S2	S3	S4
Ohne Ausgleich der Ertragsdifferenz				
Maßnahmenkosten	Mio. €	-138	-267	-396
Minderungspotenzial	1000 t CO ₂ -Äq.	1,054	2,071	3,088
Allokationsregel		1/4		
Minderungskosten	€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.	-33	-32	-32
Mit Ausgleich der Ertragsdifferenz				
Maßnahmenkosten	Mio. €	453	485	496
Minderungspotenzial	1.000 t CO ₂ -Äq.	1,054	2,071	3,088
Allokationsregel		1/4		
Minderungskosten	€ t ⁻¹ CO ₂ -Äq.	113	121	124

¹ S. Tabelle 154 zur Definition der Betriebsgrößen der einzelnen Tierkategorien
Quelle: eigene Berechnung (DöhlerAgrar)