

ANHANG

---

## Anhang zur Studie von Agora Agrar (2026)

---

„Die Zukunft von Landnutzung und Ernährung in Deutschland. Wie Wettbewerbsfähigkeit und Nachhaltigkeit in Land- und Forstwirtschaft vereinbar sind.“

---

---

## Inhaltsverzeichnis

---

Abkürzungsverzeichnis	4
1 Allgemeine Hinweise zu diesem Anhang	7
2 Das CAPRI-Modellierungssystem	7
2.1 Die CAPRI-Datenbank	7
2.2 CAPRI-Baseline-Projektion	8
3 Bilanzierung von THG-Emissionen, Flächennutzung und virtuellem Flächenhandel (Studie, Kapitel 4.1)	11
3.1 Ackerflächenbedarf für die Futtermittelversorgung Deutschlands 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 5)	11
3.2 Flächennutzung in der Land- und Forstwirtschaft in Deutschland in den Jahren 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 6)	12
3.3 Virtuelle deutsche Flächenhandelsbilanz landwirtschaftlicher Produkte, basierend auf weltweiten Durchschnittserträgen (Studie, Abbildung 7)	12
3.4 Berechnung und Kalibrierung der Treibhausgasemissionen (Studie, Kapitel 4.1 und Studie, Abbildung 8)	15
3.5 Verringerung der Treibhausgasemissionen durch Freiflächen-Photovoltaik	20
3.6 Beitrag zur Kohlenstoffentnahme („Negative Emissionen“; Studie, Kapitel 4.1 und Abbildung 9)	20
4 Biomasse (Studie, Kapitel 4.2)	24
4.1 Angebot an Biomasse	24
4.2 Etablierung schnellwachsender Bäume auf landwirtschaftlichen Flächen	27
4.3 Nachfrage nach Biomasse	28
4.4 Technisches Biogaspotenzial aus multifunktionalen Substraten für Deutschland 2045 (Studie, Abbildung 11)	31
5 Lebensmittelkonsum in CAPRI	35
5.1 Lebensmittelkonsum, Verzehr und Nährstoffgehalt in CAPRI	35
5.2 Kalorienaufnahme pro Person und Tag im Jahr 2045 in CAPRI	36
5.3 Konsummuster 2045 in CAPRI	37
5.4 Annahmen zu Lebensmittelverlusten und Lebensmittelabfällen in CAPRI	39
5.5 Sensitivitätsanalyse in CAPRI	39
6 Nutztierhaltung (Studie, Kapitel 4.4)	40
6.1 Produktionsseitige Annahmen zur Nutztierhaltung in CAPRI	40

6.2	Viehichte 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 16) und Marktbilanz Milch und Milcherzeugnisse (Studie, Abbildung 18)	41
6.3	Technologien zur THG-Emissionsminderung (Studie, Kapitel 4.4 B)	43
6.4	Jährliche Kosten für den Einsatz von Technologien zur THG-Emissionsminderung	48
6.5	Jährliche Kosten für die Steigerung von Tierwohl (Studie, Kapitel 4.4 D)	49
<b>7</b>	<b>Ackerbau</b>	<b>53</b>
7.1	Technologien zur Treibhausgasreduzierung im Ackerbau in CAPRI	53
7.2	Kleine Bewirtschaftungseinheiten und vielfältige Fruchtfolgen in CAPRI	54
7.3	Produktionsseitige Annahmen zu Hülsenfrüchten, Obst und Gemüse in CAPRI	55
7.4	Verringerung der Stickstoffbilanzüberschüsse in CAPRI (Kapitel 4.5 A)	56
7.5	Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in CAPRI (Studie, Kapitel 4.5 B)	58
7.6	Flächenbedarf für halbnatürliche Landschaftselemente auf Agrarlandschaftsebene (Studie, Kapitel 4.5 D)	60
7.7	Berechnung der Kosten für die Schaffung und Bewirtschaftung multifunktionaler Agrarlandschaften (Studie, Kapitel 4.1)	63
7.8	Marktbilanzen pflanzlicher Produkte (Studie, Abbildungen 25 bis 29)	66
7.9	Inflationsbereinigte Entwicklung des GAP-Budgets je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche in der EU und Deutschland (Studie, Abbildung 39)	67
<b>8</b>	<b>Landwirtschaftlich genutzte Moore (Studie, Kapitel 4.2, 4.6 und 5.8)</b>	<b>69</b>
8.1	Vermeidung von THG-Emissionen und Berechnung des Senkenpotenzials landwirtschaftlich genutzter organischer Böden (Studie, Kapitel 4.6)	69
8.2	Flächenanteil für die Bereitstellung von Paludikultur-Biomasse (Studie, Kapitel 4.2)	70
8.3	Beispielhafter Pfad für die Kosten einer Wiedervernässungsprämie (Studie, Kapitel 5.8)	72
<b>9</b>	<b>Waldbewirtschaftung (Studie, Kapitel 4.7 und 5.9)</b>	<b>75</b>
9.1	Potenzielle zusätzliche Holzernte durch Waldumbau (Studie, Kapitel 4.7)	75
9.2	Erforderliche Fläche für die temporär verringerte Holzernte (Studie, Kapitel 4.7)	77
9.3	Treibhausgasbilanz von Wäldern und Aufforstung (Studie, Kapitel 5.9)	78
9.4	Berechnung des Kapitalbedarfs für Aufforstung (Studie, Kapitel 5.9)	80
9.5	Berechnung des Kapitalbedarfs für Waldumbau in Deutschland (Studie, Kapitel 5.9)	81
9.6	Berechnung des Budgets zur Förderung einer temporär verringerten Ernte (Studie, Kapitel 5.9)	83
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>84</b>

---

## Abkürzungsverzeichnis

---

ANK	Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz
AR-X	Assessment Report Nummer X.
AUKM	Agrar-, Umwelt- und Klimamaßnahmen
BKG	Bundesamt für Kartografie und Geodäsie
BMI	Body-Mass-Index
BMLEH	Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat
BWI	Bundeswaldinventur
BWI-X	X-te Bundeswaldinventur
CAPRI	Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System
CBI	Carbon Balance Indicator
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CO <sub>2</sub> -Äq	Kohlendioxid-Äquivalent als Kennzahl für das Treibhausgaspotenzial
CRF	Common Reporting Format
CRT	Common Reporting Table
DACCS	Direct Air Carbon Capture and Storage
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum
DüV	Deutsche Düngeverordnung
EF	Emissionsfaktor
Efm	Erntefestmeter
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme for Air Pollution
EU	Europäische Union
EU-27	Europäische Union in der Zusammensetzung seit dem 01.02.2020
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations

---

FAOSTAT	Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database
FNR	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
GAINS	Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union
GLOBIOM	Global Biosphere Management Model
GNB	Gross Nitrogen Budget
GVE	Großvieheinheiten
GW	Gigawatt
ha	Hektar
HICP	Harmonised Index of Consumer Prices
HLE	Halbnatürliche Landschaftselemente
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
kcal	Kilokalorien
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
kWh	Kilowattstunde
KWM	Klimaangepasstes Waldmanagement
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry
Mio.	Millionen
Mt	Megatonnen
MWh	Megawattstunde
N <sub>2</sub> O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NIR	National Inventory Report
NUTS	Nomenclature des Unités territoriales statistiques

---

NUTS-X	X-te regionale Ebene der NUTS-Systematik
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PHD	Planetary Health Diet
PMP	Positive mathematische Programmierung
PRIMES	Price-Induced Market Equilibrium System
PSM	Pflanzenschutzmittel
PV	Photovoltaik
SSPs	Shared Socioeconomic Pathways
THG	Treibhausgas
TM	Torfmächtigkeit
TM1	Flache Torfmächtigkeit
TM2	Geringe Torfmächtigkeit
TM3	Mächtige Torfmächtigkeit
TM4	Sehr mächtige Torfmächtigkeit
TM5	Extrem mächtige Torfmächtigkeit
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change

---

## 1 Allgemeine Hinweise zu diesem Anhang

---

Dieser Anhang beschreibt die Methoden und Berechnungen, die dem Szenario 2045 folgender Studie zugrunde liegen: „Die Zukunft von Landnutzung und Ernährung in Deutschland. Wie Wettbewerbsfähigkeit und Nachhaltigkeit in Land- und Forstwirtschaft vereinbar sind“ (Agora Agrar 2026).

Dieses Szenario ist eingebettet in das Szenario der Studie „Agriculture, forestry and food in a climate neutral EU. The land use sectors as part of a sustainable food system and bioeconomy“ (Agora Agriculture 2024).

Die Szenarien beider Studien basieren in den Bereichen Landwirtschaft und Ernährung auf derselben Modellierung. Bei der Waldentwicklung wurde für diese Studie eine gesonderte Modellierung durchgeführt.

---

## 2 Das CAPRI-Modellierungssystem

---

Das Modellierungssystem CAPRI -Common Agricultural Policy Regionalised Impact - ist ein globales Open-Source-Modell des Agrarsektors mit Fokus auf die EU-27 (Gocht & Witzke 2022). Es bietet eine detaillierte Darstellung der technischen und wirtschaftlichen Mechanismen im Agrarsektor sowie eine starke Verknüpfung mit der biophysikalischen Umwelt der Landwirtschaft. Das Angebotsmodul umfasst 215 sogenannte NUTS-2-Regionen<sup>1</sup> innerhalb der EU-27 und viele weitere in den Nachbarländern. Für jede dieser Regionen optimiert das Modell die Zielfunktion "Einnahmen minus Kosten" unter Berücksichtigung von Umwelt-, Gesetzes- und Ressourcenbeschränkungen. Die pflanzliche und tierische Erzeugung wird durch etwa 60 "Aktivitäten", d. h. Produktionstätigkeiten des Pflanzenbaus oder der tierischen Erzeugung, dargestellt.

Normalerweise wird das Modell für Ex-ante-Folgenabschätzungen verwendet, bei denen Zukunftsszenarien verglichen werden, zum Beispiel ein Szenario mit und eines ohne eine spezifische Politik. In dieser Studie verwenden wir das Modell, um unsere Annahmen, wie z. B. Umweltauflagen und politische Rahmenbedingungen, in ein landwirtschaftliches Produktionsmuster zu übersetzen, das sowohl technisch konsistent als auch wirtschaftlich optimal innerhalb der durch uns in der Modellierung gesetzten Grenzen ist.

Ausführliche Informationen über die Funktionsweise von CAPRI finden sich in der CAPRI-Modelldokumentation (CAPRI model documentation 2022).

### 2.1 Die CAPRI-Datenbank

Das CAPRI-Netzwerk integriert und verarbeitet systematisch vorhandene Daten aus verschiedenen Quellen. CAPRI produziert einen eindeutigen Referenz- und Projektionsdatensatz, der in Europa einzigartig ist. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Mitgliedstaaten und im Zeitverlauf zu gewährleisten, verwendet CAPRI, wann immer möglich, standardisierte und harmonisierte Datenquellen von Eurostat, der Europäischen Kommission, der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) und der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD). In der Modellentwicklung wurde

---

1 NUTS= Nomenclature des Unités territoriales statistiques. Systematik der Gebietseinheiten für die Statistik. NUTS-2 ist dabei in Deutschland die Ebene der Regierungsbezirke. Die NUTS-2-Regionen in CAPRI sind nicht mehr genau deckungsgleich mit der offiziellen, aktuellen NUTS-Definition.

durch Datenaufbereitung und durch die Standardisierung auf Referenzeinheiten sichergestellt, dass die Daten sowohl im Zeitverlauf als auch zwischen den europäischen Regionen vergleichbar bleiben. Der Prozess der Datenbankkonsolidierung ist so konzipiert, dass die Integration neuer oder verbesserter Datensätze und Statistiken möglich ist und sichergestellt wird, dass alle Datenänderungen systematisch repliziert werden können. Dieser Ansatz ermöglicht eine kontinuierliche Datenbankkonsolidierung, ohne dass methodische Unstimmigkeiten entstehen.

Das Ergebnis der Datenbankkonsolidierung ist eine umfassende Zeitreihe für den Agrarsektor auf NUTS-2-Ebene für die in der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung<sup>2</sup> erfassten Produktionstätigkeiten, für Flächennutzung, Viehbesatzdichte, Faktoreinkommen, Preise, Marktbilanzen, Nährstoffbedarf und Nährstofflieferanten. Darüber hinaus enthält die Zeitreihe eine konsistente Darstellung des regionalen Futtermittelbedarfs und der Futtermittelressourcen. Zusätzlich zu den wirtschaftlichen Ergebnissen liefert CAPRI auch Umweltindikatoren, z. B. für Treibhausgasemissionen und Nährstoffbilanzen. Zur Datenbankkonsolidierung werden statistische oder mathematische Schätzverfahren eingesetzt, um die statistischen Werte nur dann anzupassen, wenn wirtschaftliche und biophysikalische Zusammenhänge oder andere Statistiken dies erfordern. Stimmt z.B. die modellierte Produktionsmenge (Ertrag mal Anbaufläche) nicht mit der Produktionsmenge aus der Offizialstatistik überein, wird der Ertrag entsprechend angepasst. Die ursprünglichen und die neu geschätzten Daten werden zum Vergleich und zur besseren Nachvollziehbarkeit gemeinsam gespeichert. Ein Metadatenmodell ermöglicht es, Informationen über die Statistiken und Verarbeitungsschritte zusammenzufassen und effizient zu speichern.

## 2.2 CAPRI-Baseline-Projektion

### Allgemeiner Ansatz

Für die Projektion in die Zukunft werden statistische Projektionsmethoden verwendet, die aus Zeitreihendaten gewonnene Standardtrends, technische Rahmenbedingungen und externe Inputs kombinieren. Die umfassenden Zeitreihen aus der CAPRI-Datenbank werden verwendet, um künftige Trends und Bezugspunkte für künftige Analysen festzulegen. Die Aktualisierung der Zeitreihen ist jedoch aufgrund der Abdeckung von etwa 270 Regionen eine Herausforderung. Die Datenlieferung auf regionaler Ebene erfolgt oft verspätet, so dass es schwierig ist, die letzten Jahre im Modell konsistent zu erfassen. Folglich sind statistische Informationen, die bereits auf nationaler Ebene verfügbar sind, in CAPRI möglicherweise nicht vollständig wiedergegeben. Um Datenlücken zu schließen, werden in CAPRI zusätzlich zu den mittel- und langfristigen Projektionen auch kurzfristige Projektionen erstellt. Dies bedeutet, dass die Offizialstatistiken nur teilweise mit den kurzfristigen Projektionen, die als Datenpunkte für 2020 verwendet werden, übereinstimmen.

Zukunftsprojektionen für einen bestimmten Zeitpunkt werden gemeinhin als "Baseline" bezeichnet. Die CAPRI-Baseline verwendet offizielle Projektionen aus dem mittelfristigen Ausblick der Europäischen Kommission, die mit dem Modellierungssystem Aglink erstellt wurden, Trendprojektionen aus historischen Daten in der CAPRI-Datenbank sowie Projektionen für die gemeinsamen sozioökonomischen Pfade (Shared Socioeconomic Pathways - SSPs) aus den Modellen GLOBIOM<sup>3</sup> und PRIMES<sup>4</sup>. Die mittelfristigen EU-Projektionen decken einen Zeitraum von etwa zehn Jahren ab und werden in verschiedenen europäischen Analysen zum Agrarsektor und zu Umweltaspekten weitgehend als Referenzdaten verwendet. Die Daten von GLOBIOM und PRIMES decken einen längeren Zeitraum ab. GLOBIOM liefert langfristige, räumlich explizite

2 [https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/aact\\_esms.htm](https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/aact_esms.htm); aufgerufen am 22.08.2024.

3 <https://globiom.org/index.html>; aufgerufen am 22.08.2024.

4 <https://e3modelling.com/modelling-tools/primes/>; aufgerufen am 22.08.2024.

---

Projektionen zu Produktion und Erträgen von verschiedenen Kulturen. Zum Zeitpunkt der Erstellung der Basisdaten für diese Studie enthielten die GLOBIOM-Projektionen noch nicht umfassend die Effekte des künftigen Klimawandels und könnten daher die Auswirkungen des Klimawandels auf die Erträge unterschätzen.

### Anpassung für längere Zeithorizonte durch Veränderung in der positiven mathematischen Programmierung (PMP)

Unsere Studie simuliert einen langen Anpassungszeitraum bis zum Jahr 2045. Ein längerer Zeithorizont ermöglicht in der Realität eine größere Flexibilität in den Angebotsreaktionen, da die Erzeuger mehr Zeit haben, ihre Produktionsfaktoren anzupassen und ihre Strategien zu ändern: Sie können ihre Ressourcenallokation optimieren, neue Technologien einführen und ihre Produktion als Reaktion auf Marktsignale und politische Veränderungen anpassen. Um dies zu berücksichtigen, wird das CAPRI-Angebotsmodell angepasst, um flexibler zu sein und eine langfristige Angebotsreaktion widerzuspiegeln. Technisch wird dies durch eine Halbierung der Steigung der Kostenfunktion über eine Anpassung des PMP-Terms für alle Produkte erreicht.

Die regionalen Optimierungsmodelle in CAPRI werden mit PMP kalibriert. PMP hilft zu modellieren, wie Produzenten auf politische Veränderungen und Marktentwicklungen reagieren. Die Kalibrierung des Modells erhöht die Genauigkeit, indem die beobachteten Muster besser mit den berechneten Lösungen in Einklang gebracht werden. Für diese Studie wurden PMP und erweiterte PMP-Ansätze mit geschätzten regionalisierten Angebotselastizitäten verwendet, um die Angebotsmodelle von 270 Regionen zu kalibrieren (Jansson & Heckeley 2011).

### Allgemeine Modellanpassungen

Für unser Szenario werden in der CAPRI-Modellierung zusätzlich zu den in den folgenden Kapiteln beschriebenen sektoralen Modellierungsinputs eine Reihe übergreifender Maßnahmen umgesetzt.

Das grundlegende Zahlungssystem der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) bleibt bestehen, wird aber an Inflation angepasst. In unserer Modellierung dient diese Politik als Platzhalter für gezieltere Instrumente zur Vergütung der von der Landwirtschaft bereitgestellten öffentlichen Güter. Die freiwillige gekoppelte Stützung wird abgeschafft, um die durch diese Politik verursachten Marktverzerrungen nicht fortzusetzen.

Eine Steuer auf Treibhausgasemissionen in Höhe von 200 Euro pro Tonne Kohlendioxid-Äquivalent ( $\text{CO}_2$ -Äq) soll Anreize für die Einführung von Minderungsmaßnahmen schaffen und zu wirtschaftlich effizienten Änderungen der Produktionsprozesse führen. Dieser Preis liegt am unteren Ende der Spanne für die langfristigen Kosten der direkten Kohlenstoffabscheidung und -speicherung aus der Luft (DACCS), die in verschiedenen Studien prognostiziert werden. Wenn wir davon ausgehen, dass DACCS erforderlich ist, um Klimaneutralität zu erreichen, können seine Kosten als Grenzkosten der Emissionsminderung angenommen werden; die Prognosen reichen von unter 100 Euro pro Tonne abgeschiedenen und gespeicherten Kohlendioxids ( $\text{CO}_2$ ) bis zu über 1.000 Euro pro Tonne, wobei die Durchschnittswerte zwischen 200 und 300 Euro pro Tonne liegen (Breitschopf et al. 2023; International Energy Agency 2022; Reiner et al. 2020).

Die CAPRI-Baseline prognostiziert einen Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Europa und Deutschland bis 2045, hauptsächlich aufgrund der Ausdehnung der Siedlungsgebiete. Diese Schätzung basiert auf früheren Rückgängen. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die landwirtschaftliche Fläche in

Deutschland nicht in gleichem Maße wie in der Vergangenheit abnehmen wird, da die Flächenversiegelung durch Siedlungen abnimmt. Außerdem haben wir explizite Annahmen zu Aufforstung zu Lasten landwirtschaftlicher Flächen getroffen, die sich aus der Waldmodellierung für Deutschland ergeben (Studie, Kapitel 4.7; Anhang, Kapitel 9.4). Infolgedessen gehen wir von einem Minimalwert für die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in Deutschland aus, der 101 Prozent der CAPRI-Basisprojektion für 2045 entspricht, die in der Modellierung als Untergrenze festgelegt wird. Aus unseren Annahmen für die Siedlungsexpansion und Aufforstung in anderen EU-Mitgliedstaaten resultiert eine Untergrenze von 98 Prozent der CAPRI 2045 Basiswerte für die LF.

Die CAPRI-Landnutzungskategorie "Freiwillige Flächenstilllegung" („Voluntary Set-Aside“ - VSET) wird auf ein technisches Minimum reduziert. Unser Ansatz zur Etablierung und zum räumlichen Muster von halbnatürlichen Landschaftselementen in unserem Szenario 2045 ist in diesem Anhang dokumentiert (Kapitel 7.6).

Brachland wird innerhalb eines bestimmten Bereichs je NUTS-2-Regionen im Verhältnis zum Jahr 2020 festgelegt, um zu verhindern, dass das Modell übermäßig viel Ackerflächen brachlegt. Dieser Ansatz basiert auf der Annahme, dass eine Kombination unterschiedlicher politischer Maßnahmen verhindern wird, dass die brachliegenden Flächen viel größer sind als heute.

Für den ökologischen Landbau werden keine Trendprojektionen angenommen, da das Szenario die Entwicklung der Landwirtschaft im Durchschnitt abbildet und nicht zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Systemen unterscheidet.

Die politischen Anreize für Biokraftstoffe der ersten Generation werden vollständig abgeschafft. Zusätzliche Anpassungen der Angebotskurve werden vorgenommen, um den Export von Biokraftstoffen der ersten Generation zu erschweren. Wir gehen davon aus, dass die Biokraftstoffnachfrage weitgehend durch Biokraftstoffe der zweiten Generation gedeckt wird.

Parameter und Variablen in CAPRI sind englischsprachig. Wir verwenden im Weiteren gebräuchliche deutsche Übersetzungen und geben den englischen Ausdruck dort an, wo Missverständnisse entstehen können.

## 3 Bilanzierung von THG-Emissionen, Flächennutzung und virtuellem Flächenhandel (Studie, Kapitel 4.1)

### 3.1 Ackerflächenbedarf für die Futtermittelversorgung Deutschlands 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 5)

Die Ermittlung des inländischen und importierten Flächenbedarfs für Futtermittel basiert auf einer Kombination aus CAPRI-Modellergebnissen und Officialstatistiken (BLE 2025).

Die Erträge für Deutschland sowie die Weltdurchschnittserträge werden aus dem CAPRI-Modell entnommen, ebenso der inländische Futterbedarf. Ergänzend wird der Importanteil von Futtermitteln auf Basis des Feed Protein Balance Sheet bestimmt.

Der inländische Anteil der Futtermittelversorgung wird als Quotient aus inländischem Futteraufkommen und Gesamtfutteraufkommen berechnet. Hierzu wird ein Durchschnitt über die Wirtschaftsjahre 2017/18 bis 2023/24 gebildet. Es wird angenommen, dass dieser durchschnittliche Importanteil sowohl für das Jahr 2020 als auch für das Jahr 2045 repräsentativ ist. Für Produkte mit einem rechnerischen Selbstversorgungsgrad von über 100 Prozent wird der inländische Anteil mit 100 Prozent angenommen. Nicht marktfähigen Produkten wie Maissilage und Ackergras wird ein Selbstversorgungsgrad von 100 Prozent zugewiesen.

Der durch inländische Produktion gedeckte Futterbedarf ergibt sich aus dem Gesamtfutterbedarf multipliziert mit dem Selbstversorgungsgrad. Der importierte Futterbedarf wird als Differenz zwischen Gesamtfutterbedarf und inländisch gedecktem Bedarf berechnet.

$$\begin{aligned} \text{Futterbedarf}_{\text{inländisch}} &= \text{Futterbedarf}_{\text{gesamt}} * \text{Selbstversorgungsgrad} \\ \text{Futterbedarf}_{\text{importiert}} &= \text{Futterbedarf}_{\text{gesamt}} - \text{Futterbedarf}_{\text{inländisch}} \end{aligned}$$

Der zugehörige Flächenbedarf wird anschließend als Quotient aus jeweiligem Bedarf und den entsprechenden Erträgen ermittelt, getrennt für inländische und importierte Futtermittel.

$$\begin{aligned} \text{Fläche}_{\text{inländisch}} &= \frac{\text{Futterbedarf}_{\text{inländisch}}}{\text{Ertrag}_{\text{Deutschland}}} \\ \text{Fläche}_{\text{importiert}} &= \frac{\text{Futterbedarf}_{\text{importiert}}}{\text{Ertrag}_{\text{Welt}}} \end{aligned}$$

Mit diesem Ansatz konnten für das Jahr 2020 rund 96,2 Prozent des gesamten Futtermittelbedarfs und für das Jahr 2045 rund 98,0 Prozent direkt CAPRI-Produkten zugeordnet werden. Um auch die verbleibenden, nicht explizit erfassten Futtermittel zu berücksichtigen, wurden die berechneten Flächen pauschal um 4,0 Prozent (2020) bzw. 2,0 Prozent (2045) erhöht.

$$\text{Fläche}_{\text{korrigiert}} = \text{Fläche} * \left( \frac{1}{\text{Zugeordneter Anteil}} \right)$$

### 3.2 Flächennutzung in der Land- und Forstwirtschaft in Deutschland in den Jahren 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 6)

Die Angaben zur Flächennutzung und Flächennutzungsänderung basieren auf CAPRI-Modellergebnissen in Kombination mit Daten der Officialstatistik sowie eigenen Annahmen, je nach Flächennutzungskategorie:

- Für Acker- und Grünland stammen die Flächenangaben im Jahr 2020 aus Officialstatistiken (Destatis 2025). Dauerkulturen werden dabei dem Ackerland zugerechnet. Die für 2045 dargestellte Flächennutzung ergibt sich aus einer Verrechnung der Werte für 2020 und den Flächennutzungsänderungen zwischen 2020 und 2045 der CAPRI-Modellierung. In der Modellierung wurde die Annahme des Erhalts von Grünland getroffen. Ausnahmen bilden die Wiedervernässung von Grünland auf Moorböden und partielle Umwandlung dieser Flächen in Anbauflächen für Paludikultur sowie die Anlage von produktiven Gehölzen von schnellwachsenden Bäumen auf einem Teil der Fläche (Anhang, Kapitel 4.2).
- Die Flächendaten für Photovoltaik (PV) auf Freiflächen stammen für 2020 Kelm & Stauch (2025). Für 2045 basieren die Flächendaten auf Berechnungen aus Agora Think Tanks (2024).
- Für die Berechnung der Fläche lignozellulosehaltiger Pflanzen (zum Beispiel schnellwachsende Bäume) im Jahr 2045, siehe Anhang, Kapitel 4.2.
- Wir nehmen in unserem Szenario eine Waldmehrung von 0,25 Millionen Hektar (Mio. ha) an (siehe Anhang, Kapitel 9.4). Für 2020 basieren die Daten für die Waldfläche auf dem neuesten nationalen Inventarbericht (UNFCCC 2025), die Waldfläche in 2045 erhöht sich dementsprechend.
- Für die Berechnung der wiedervernässten Moorfläche siehe Anhang, Kapitel 8.1.

Die so ermittelten Werte sind in Tabelle A1 dargestellt.

Landnutzung und Landnutzungsänderungen zwischen 2020 und 2045 → Tabelle A1

Flächennutzung	2020 (Mio. ha)	2045 (Mio. ha)
Ackerland	11,9	10,9
davon lignozellulosehaltige Pflanzen auf Acker- und Grünland	0,0	1,7
Dauergrünland	4,7	4,5
Waldfläche (Holzbodenfläche)	10,9	11,1
Wiedervernässte Moore	0,0	1,1
Photovoltaik	0,03	0,10

Destatis (2025), Kelm & Stauch (2025), Agora Think Tanks (2024), UNFCCC (2025)

### 3.3 Virtuelle deutsche Flächenhandelsbilanz landwirtschaftlicher Produkte, basierend auf weltweiten Durchschnittserträgen (Studie, Abbildung 7)

Eine virtuelle Flächenhandelsbilanz setzt die Handelsflüsse aus und in eine Region in die Landfläche um, die für die Produktion dieser gehandelten Produkte benötigt wird. In der wissenschaftlichen Literatur werden häufig die Ernteerträge in den jeweiligen Herkunftsländern der gehandelten Produkte verwendet, um virtuelle Flächenhandelsbilanzen zu berechnen (De Laurentiis et al. 2024). Dieser Ansatz bildet die in konkrete Handelsströme eingebettete Fläche gut ab. Wenn der Zweck der Analyse jedoch darin besteht, die Entwicklung des virtuellen Flächenhandels für ein bestimmtes Land im Laufe der Zeit zu berechnen, können Veränderungen

---

in den internationalen Handelsmustern die virtuelle Flächenhandelsbilanz verändern, selbst wenn sich die Mengen der Importe und Exporte dieses Landes nicht ändern. Dies liegt daran, dass die virtuelle Flächenbilanz zu einem bestimmten Zeitpunkt davon abhängt, ob das Ursprungsland der gehandelten Produkte einen relativ hohen oder niedrigen Hektarertrag aufweist. Ein Beispiel:

1. Ein Land A importiert 10 Tonnen Weizen aus Land B und exportiert 10 Tonnen Weizen in Land B. Bezogen auf die Weizenmenge wäre die Nettohandelsbilanz des Landes A für Weizen gleich Null.
2. Angenommen, das Ertragsniveau in Land A beträgt 10 Tonnen pro Hektar, während das Ertragsniveau in Land B 5 Tonnen pro Hektar beträgt. In diesem Fall würde Land A als Nettoimporteur von 1 Hektar virtuellem Land gelten.
3. Beträgt das Ertragsniveau in Land A hingegen 5 Tonnen pro Hektar und das Ertragsniveau in Land B 10 Tonnen pro Hektar, so würde Land A als Nettoexporteur von 1 Hektar Land gelten.

Mit anderen Worten: Die Nettoimporte von Land sind höher, wenn die inländischen Erträge höher und die Erträge im Herkunftsland niedriger sind. Eine Verlagerung der Importe von ertragsschwächeren in ertragsstärkere Herkunftsländer würde also die virtuellen Landimporte verringern.

Ein weiterer potenzieller Nachteil der Verwendung von Ertragsniveaus in den Herkunftsländern ergibt sich, wenn die Handelsbilanz für virtuelle Fläche so interpretiert wird, dass die Nettoimporteure von virtueller Fläche "mehr nehmen als sie geben", während die Nettoexporteure von virtuellem Land "mehr geben als sie nehmen". Das obige Beispiel zeigt, dass diese Interpretation irreführend sein kann.

Vor diesem Hintergrund berechnen wir die Bilanzen des virtuellen Flächenhandels für die Jahre 2020 und 2045 auf der Grundlage der weltweiten Durchschnittserträge. Nach dieser Berechnung beträgt der virtuelle Netto-Flächenhandel Deutschlands für das Jahr 2020 rund -4 Millionen Hektar, Deutschland ist also ein Nettoimporteur. Zum Vergleich: Die EU ohne Deutschland kommt nach dieser Berechnung im Jahr 2020 auf einen positiven Netto-Flächenhandel von +2 Millionen ha.

Unser Szenario für das Jahr 2045 weist einen virtuellen Netto-Flächenhandel von -1 Millionen Hektar auf. Ein- und Ausfuhren haben dann also einen ähnlichen Flächenanspruch. Für die EU ohne Deutschland beträgt der virtuelle Netto-Flächenhandel in unserem Szenario +10 Millionen ha.

### Kurze Beschreibung der Methode

Alle Handelsströme pflanzlicher landwirtschaftlicher Güter werden anhand der jeweiligen weltweiten Durchschnittserträge in virtuelle Flächen umgerechnet. Einige Einfuhren werden nicht berücksichtigt, da für sie keine Ertragsdaten vorliegen: gebrauchsfertige Biokraftstoffe, eiweiß- oder energiereiche Nebenerzeugnisse, die als Futtermittel verwendet werden, und aquatische Erzeugnisse.

Tierische Erzeugnisse werden auf der Grundlage der EU-Futtermengen in virtuelle Fläche umgerechnet.

### Daten

Alle Daten stammen aus CAPRI.

## Berechnung

### Flächenbedarf von Ölsaaten

Die Hektarerträge von verarbeiteten Produkten, Ölkuchen und Öl, werden auf der Grundlage ihrer Produktionsanteile an der Ölsaatenverarbeitung gewichtet.

### Flächenbedarf von Kraftfutter („feed concentrates“)

In der grafischen Benutzeroberfläche von CAPRI wird die quantitative Zusammensetzung von Kraftfutter nicht angegeben. Die Erträge für Kraftfutter werden daher auf der Grundlage der Erträge der einzelnen Komponenten berechnet, gewichtet nach dem jeweiligen Anteil am gesamten Futtermitteleinsatz. Komponenten, die nicht für die Verwendung als Futtermittel angebaut werden (z. B. Nebenströme aus der Gemüseproduktion), werden nicht berücksichtigt. Die Zusammensetzung des Futters ist wie folgt:

- Futtergetreide („feed cereals“): Gerste, Körnermais, Hafer, sonstiges Getreide, geschroteter Reis, Roggen und Gemenge
- Eiweißreiches Futter („feed rich protein“): Hülsenfrüchte, Raps-Presskuchen, Rapsöl, Soja-Presskuchen, Sojaöl, Sonnenblumen-Presskuchen und Sonnenblumenöl,
- Sonstige Futtermittel („other feed“): Raps, Soja und Sonnenblumenkerne.

Für die Kraftfutterkategorie Energiereiches Kraftfutter („feed rich energy“) berechnen wir den Hektarertrag als Durchschnitt von Rapsöl und Zucker aus Zuckerrüben.

Das CAPRI-Modell liefert keine Daten über Futterrationen außerhalb der EU. Daher schätzen wir den Futterflächenbedarf für tierische Erzeugnisse anhand der EU-Futtermittelrationen und der weltweiten Durchschnittserträge dieser Futtermittel. Da keine Daten über die Futtererträge außerhalb der EU vorliegen, schätzen wir die Futtererträge außerhalb der EU anhand der EU-Futtererträge und der Ertragsverhältnisse zwischen den EU- und den Weltdurchschnittswerten für Referenz-Pflanzen. Die Referenz-Pflanzen sind:

- Körnermais: als Referenz für Futtermais („fodder maize“)
- Kartoffeln: als Referenz für Hackfrüchte zur Futternutzung („fodder root crops“)
- Gerste: als Referenz für Grünlandaufwuchs („grass“) und Ackerfutter („fodder other on arable land“)

### Flächenbedarf fertiger tierischer Erzeugnisse

Der virtuelle Flächenbedarf für tierische Erzeugnisse wird auf der Grundlage des auf jeder Stufe der Tierproduktion verwendeten Futters berechnet. Wir verwenden die Kategorien für tierische Erzeugnisse, wie sie in der grafischen Benutzeroberfläche von CAPRI beschrieben sind:

- Rindfleisch: heifers fattening high weight, heifers fattening low weight, male adult cattle high weight, male adult cattle low weight and other cows,
- Milchvieh: dairy cows high yield, dairy cows low yield, heifers breeding, raising male calves, raising female calves, fattening male calves, fattening female calves, milk ewes and goats,
- Schweinefleisch: pig breeding and pig fattening.

Die anderen tierischen Erzeugnisse haben nur eine zugeordnete CAPRI-Kategorie. Für die Umrechnung von Milcherzeugnissen in Milchäquivalente siehe Anhang, Kapitel 6.6.

## Ergebnisse

Tabelle A2 zeigt die virtuellen Flächenhandelssalden für 2020 und 2045. Zusätzlich zur virtuellen Flächenhandelsbilanz für das Hauptszenario 2045 wird die virtuelle Flächenhandelsbilanz auch für eine Sensitivitätsanalyse 2045 berechnet, bei der die Ernährungsmuster unverändert bleiben.

### Virtueller Flächenhandel Deutschlands in den Jahren 2020 und 2045 → Tabelle A2

Szenario	Produktkategorie	Virtueller Flächenimport in Mio. ha	Virtueller Flächenexport in Mio. ha	Virtuelle Netto-Flächenhandelsbilanz in Mio. ha
2020	Tierische Produkte	-1	4	3
2045 ohne Konsumänderung	Tierische Produkte	-2	3	1
2045 Hauptszenario	Tierische Produkte	0	5	5
2020	Pflanzliche Produkte	-13	6	-7
2045 ohne Konsumänderung	Pflanzliche Produkte	-13	5	-8
2045 Hauptszenario	Pflanzliche Produkte	-12	6	-6
2020	Alle Produkte	-14	10	-4
2045 ohne Konsumänderung	Alle Produkte	-15	8	-7
2045 Hauptszenario	Alle Produkte	-12	11	-1

Eigene Berechnung auf Basis von CAPRI

### 3.4 Berechnung und Kalibrierung der Treibhausgasemissionen (Studie, Kapitel 4.1 und Studie, Abbildung 8)

Die in der Studie angegebenen Zahlen zu Treibhausgasemissionen stammen aus verschiedenen Quellen. Für Emissionsdaten des Berichtssektors Landwirtschaft werden, bis auf wenige Ausnahmen, CAPRI-Ergebnisse herangezogen, die einer Kalibrierung unterzogen wurden. Für Emission aus landwirtschaftlich genutzten Mooren wird eine andere Berechnungsmethode verwendet, die wir in diesem Anhang in Kapitel 8.1 erläutern.

Das CAPRI-Modell weist Werte für die mit den modellierten landwirtschaftlichen Tätigkeiten einhergehenden THG-Emissionen im Szenario 2045 und im Jahr 2020 aus. Für das Jahr 2020 sind diese Werte von den von Deutschland und anderen EU-Mitgliedstaaten berichteten THG-Emissionen verschieden.

Dies ist auf vier Gründe zurückzuführen:

1. Es werden unterschiedliche Werte für das THG-Potenzial von Methan und Lachgas zwischen CAPRI (anhand des vierten Sachstandsbericht (AR4) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC),) und der Berichterstattung der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) verwendet (AR5).
2. Die landwirtschaftlichen Aktivitäten in CAPRI für 2020 basieren auf einer Baseline-Kalibrierung.

3. In CAPRI sind Produktionsprozesse zum Teil anders abgebildet als in den Modellen, die für die THG-Berichterstattung verwendet werden, zum Beispiel bzgl. der mit ihnen verbundenen Mengen an Futter oder Wirtschaftsdünger.
4. Die CAPRI-Emissionswerte werden von dem Modell auf der Grundlage eines einheitlichen Ansatzes für jede CAPRI-Region berechnet, während die EU-Mitgliedstaaten für ihre Berichterstattung unterschiedliche Methoden verwenden.

Durch eine Kalibrierung stellen wir die Vergleichbarkeit der CAPRI-Ergebnisse mit den berichteten Treibhausgasemissionen und Treibhausgasprojektionen aus anderen Studien her. Ein ähnlicher Ansatz wird bei der Projektion von Treibhausgasemissionen durch die Europäische Kommission verwendet.

### Kurze Beschreibung der Methode

Die THG-Emissionswerte werden für 2020 aus CAPRI extrahiert und so skaliert, dass die Werte für 2020 insgesamt mit den offiziell berichteten THG-Emissionen für das Jahr 2020 übereinstimmen. Die aus den Unterschieden zwischen den CAPRI-Ergebnissen und den offiziell berichteten Emissionsdaten abgeleiteten Skalierungsfaktoren werden ebenfalls auf die CAPRI-Emissionswerte für das Szenario im Jahr 2045 angewandt.

### Berechnung und Klassifizierung

Tabelle A3 fasst alle Emissionskategorien/Teilsektoren zusammen, wie sie für die Darstellung in dieser Studie klassifiziert wurden, und wie die Emissionswerte der Treibhausgase (THG) für jeden von ihnen berechnet wurden.

### Berechnung und Darstellung der THG-Emissionen nach Teilsektoren

→ Tabelle A3

CAPRI-Indikator oder eigener Indikator aus Nebenrechnung	UNFCCC-Kategorie des Common Reporting Framework (CRF)	Klassifikation / Aggregationskategorie dieser Studie	Angewandte Berechnungsmethode
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus der enterischen Fermentation	3.A Enterische Fermentation	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Verflüchtigung (Wirtschaftsdüngermanagement)	3.B Wirtschaftsdüngermanagement	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stallhaltung und Lagerung)	3.B Wirtschaftsdüngermanagement	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stallhaltung und Lagerung)	3.B Wirtschaftsdüngermanagement	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus dem Reisanbau	3.C Reisanbau	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Skalierte CAPRI-Ergebnisse

N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Ernterückständen	3.D.1 Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus mineralischer Düngemittelanwendung	3.D.1 Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Beweidung	3.D.1 Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	3.D.1 Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Bewirtschaftung organischer Böden	3.D.1 Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren	Eigene Berechnungsmethode
Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Auswaschung und Abschwemmung	3.D.2 Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Verflüchtigung (landwirtschaftliche Böden)	3.D.2 Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus bewirtschafteten Böden	Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus dem Abbrennen landwirtschaftlicher Ernterückstände	3.F Abbrennen landwirtschaftlicher Ernterückstände	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Werte für 2020 aus offizieller Berichterstattung; für 2045 als Null angenommen
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus dem Abbrennen landwirtschaftlicher Ernterückstände	3.F Abbrennen landwirtschaftlicher Ernterückstände	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Werte für 2020 aus offizieller Berichterstattung; für 2045 als Null angenommen
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus Kalkung	3.G Kalkung	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus der Harnstoffanwendung	3.H Harnstoffanwendung	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Skalierte CAPRI-Ergebnisse
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus sonstigen kohlenstoffhaltigen Düngemitteln	3.I Sonstige kohlenstoffhaltige Düngemittel	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Werte für 2020 aus offizieller Berichterstattung; für 2045 als Null angenommen
Sonstige Emissionen (alle Gase)	3.J Sonstige	Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft	Offizielle Werte für 2020; unverändert für 2045 übernommen
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus organischen Böden (gesamt)	LULUCF-Sektor	Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren	Eigene Berechnungsmethode
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus organischen Böden (gesamt)	LULUCF-Sektor	Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren	Eigene Berechnungsmethode

Der Skalierungsprozess der CAPRI-Ergebnisse wird wie folgt durchgeführt:

1. Die CAPRI-Ergebnisse werden in GWP100-Werte gemäß AR5 umgerechnet: Es wird ein Wert von 28 Gramm CO<sub>2</sub>-Äquivalent pro Gramm CH<sub>4</sub> und ein Wert von 265 Gramm CO<sub>2</sub>-Äquivalent pro Gramm Lachgas (N<sub>2</sub>O) angewendet (IPCC 2013).
2. Abweichungen zwischen den CAPRI-Ergebnissen für 2020 und den offiziell berichteten THG-Emissionen für 2020 (Berichtsjahr 2023) werden in Skalierungsfaktoren für die einzelnen Treibhausgase übersetzt:

$$SF_i = \frac{\sum_k UNFCCC_{ik,2020}}{\sum_k CAPRI_{ik,2020}}$$

wobei  $SF_i$  der Skalierungsfaktor für das Treibhausgas  $i$  ist,  $\sum_k UNFCCC_{ik,2020}$  die für 2020 berichteten THG-Emissionen im Sektor "3. Landwirtschaft" für das Gas  $i$  und den Teilsektor  $k$  sind, und  $\sum_k CAPRI_{ik,2020}$  die CAPRI-Ergebnisse für THG-Emissionen im Jahr 2020 für das Gas  $i$  und den Teilsektor  $k$  darstellen, ausgedrückt in CO<sub>2</sub>-Äq gemäß AR5.

Das bedeutet, dass die landwirtschaftlichen Emissionen für CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub> jeweils pro Gas aufsummiert werden, bevor die Skalierungsfaktoren berechnet werden. Auf diese Weise bleibt das Verhältnis zwischen den THG-Emissionen der Teilsektoren für dasselbe Treibhausgas während des Skalierungsprozesses intakt.

3. Diese Skalierungsfaktoren werden dann zur Skalierung der CAPRI-Ergebnisse für 2020 und 2045 verwendet:

$$Result_{ikx} = SF_i * CAPRI_{ikx}$$

$Result_{ikx}$  ist das Ergebnis des Skalierungsprozesses für die Treibhausgasemissionen des Gases  $i$  für den Teilsektor  $k$  im Jahr  $x$ ;  $x$  ist entweder 2020 oder 2045.

Über Teilsektoren summiert ergibt dies den Wert der für 2020 berichteten THG-Emissionen, obwohl die Ergebnisse für einzelne Teilsektoren oder Aggregationskategorien nicht übereinstimmen.

Für Kategorien, für die keine CAPRI-Ergebnisse verfügbar sind, werden Werte aus der Treibhausgasberichterstattung für 2020 verwendet. Wir gehen davon aus, dass die Verwendung von anderen kohlenstoffhaltigen Düngemitteln als Harnstoff sowie aus dem Abbrennen landwirtschaftlicher Ernterückstände bis 2045 auslaufen werden. Daher werden die Treibhausgasemissionen aus diesen Teilsektoren für 2045 auf null gesetzt. Die Emissionswerte für die UNFCCC-Kategorie 3.J sind größtenteils auf diffuse Emissionen aus Biogasanlagen zurückzuführen. Diese Werte werden für das Jahr 2045 auf gleichem Niveau fortgeschrieben.

Das für die Darstellung der Ergebnisse verwendete Klassifizierung weicht in zwei Punkten ab vom gemeinsamen Berichtsformat des UNFCCC, dem Common Reporting Format (CRF):

1. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdünger und aus Weidehaltung werden unter "Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger" und nicht unter "Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden" zusammengefasst. Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass ein großer Teil dieser Emissionen durch eine Verringerung des Viehbestands oder technologische Änderungen im Wirtschaftsdüngermanagement vermieden werden kann.
2. N<sub>2</sub>O-Emissionen aus organischen Böden werden unter "Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren" und nicht unter "Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden" subsummiert. Dies unterstreicht, dass diese Emissionen durch die Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden weitestgehend vermieden werden können.

## Ergebnisse

Nicht skalierte und skalierte Werte für die einzelnen Teilssektoren und die unterschiedlichen Aggregationsebenen sind in Tabelle A4 dargestellt. Neben den Werten für das Jahr 2020 und das Szenario (mittlere Spalten) sind auch die Werte für THG-Emissionen der Sensitivitätsanalyse ohne Ernährungsumstellung (Anhang, Kapitel 5.5) dargestellt.

## Nicht skalierte und skalierte Treibhausgasemissionen

→ Tabelle A4

Aggregationskategorie und Unterkategorien	Emissionen (Mio. t CO <sub>2</sub> -Äq)					
	2020		2045 Hauptszenario		2045 ohne Ernährungsveränderung	
	CAPRI-Daten	Finale Ergebnisse	CAPRI-Daten	Finale Ergebnisse	CAPRI-Daten	Finale Ergebnisse
<b>Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden</b>	<b>12,54</b>	<b>9,60</b>	<b>7,80</b>	<b>5,97</b>	<b>9,24</b>	<b>7,07</b>
Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Auswaschung und Abschwemmung	0,81	0,62	0,25	0,19	0,37	0,28
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Ernterückständen	4,98	3,81	3,84	2,94	4,17	3,19
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus mineralischer Düngemittelanwendung	6,18	4,73	3,08	2,36	3,95	3,02
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Verflüchtigung (landwirtschaftliche Böden)	0,57	0,44	0,62	0,48	0,75	0,57
<b>Emissionen durch Nutztierhaltung und Wirtschaftsdünger</b>	<b>50,93</b>	<b>41,80</b>	<b>16,31</b>	<b>13,40</b>	<b>23,13</b>	<b>18,95</b>
Indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Verflüchtigung (Wirtschaftsdüngermanagement)	0,87	0,66	0,43	0,33	0,70	0,54
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus der enterischen Fermentation	29,80	24,87	11,11	9,27	15,03	12,55
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stallhaltung und Lagerung)	10,85	9,06	2,14	1,79	2,90	2,42
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Beweidung	0,63	0,48	0,29	0,22	0,42	0,32
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	5,76	4,41	1,53	1,17	2,92	2,24
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stallhaltung und Lagerung)	3,03	2,32	0,82	0,62	1,16	0,88
<b>Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren</b>	<b>2,34</b>	<b>35,42</b>	<b>2,32</b>	<b>10,73</b>	<b>2,33</b>	<b>10,73</b>
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus organischen Böden (gesamt)		31,79		5,25		5,25

CH <sub>4</sub> -Emissionen aus organischen Böden (gesamt)		0,77		5,35		5,35
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus organischen Böden (gesamt)	2,34	2,87	2,32	0,14	2,33	0,14
<b>Sonstige Emissionen aus der Landwirtschaft</b>	<b>2,95</b>	<b>4,36</b>	<b>2,69</b>	<b>3,95</b>	<b>2,78</b>	<b>4,02</b>
CH <sub>4</sub> -Emissionen, sonstige (3.J)		1,50		1,50		1,50
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus Kalkung	2,61	2,16	2,50	2,07	2,54	2,10
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus der Harnstoffanwendung	0,35	0,29	0,19	0,15	0,24	0,20
N <sub>2</sub> O-Emissionen, sonstige (3.J)		0,23		0,23		0,23
Sonstige (3.I und 3.F)	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Summe der skalierten Teilsektoren</b>	<b>68,77</b>	<b>56,71</b>	<b>29,12</b>	<b>21,73</b>	<b>37,48</b>	<b>28,45</b>
<b>Gesamtsumme</b>	<b>68,77</b>	<b>91,18</b>	<b>29,12</b>	<b>34,06</b>	<b>37,48</b>	<b>40,77</b>

CAPRI und eigene Berechnungen

### 3.5 Verringerung der Treibhausgasemissionen durch Freiflächen-Photovoltaik

Wir veranschaulichen das Potenzial der Emissionsminderung durch die zusätzlich installierte Leistung der Solar-PV im Jahr 2045, die 180 Gigawatt (GW) beträgt. Wir berechnen die vermiedenen Emissionen sehr grob anhand des in UBA (2025b) ausgewiesenen Netto-Vermeidungsfaktors von 690 g CO<sub>2</sub>-Äq/kWh. Des Weiteren gehen wir von einer Stromproduktion von 1 Terawattstunde (TWh) pro Gigawatt Leistung und Jahr aus. Unter diesen Annahmen führt eine Stromproduktion von 180 TWh zu 124 Millionen Tonnen an vermiedenen CO<sub>2</sub>-Emissionen.

### 3.6 Beitrag zur Kohlenstoffentnahme („Negative Emissionen“; Studie, Kapitel 4.1 und Abbildung 9)

In Abbildung 9 der Studie thematisieren wir verschiedene Kategorien negativer THG-Emissionen. Diese entsprechen in Teilen Unterkategorien des Berichtssektors LULUCF im nationalen Treibhausgasinventar: Wald sowie Holzprodukte (Harvested Wood Products, HWP) finden sich deckungsgleich im Treibhausgasinventar wieder. Die Kategorie „Agrargehölze“ entspricht nicht den unter „4.C Grünland“ bilanzierten Gehölzen des Treibhausgasinventars, sondern bezeichnet Ackerland und Grünland, auf dem schnellwachsende Bäume angebaut werden. Die Kategorien „Neue biobasierte Produkte“ und „Paludikultur“ haben derzeit noch keine Entsprechung im nationalen Treibhausgasinventar.

Zur Berechnung der Gesamt-THG-Bilanz des LULUCF-Sektors wurden die THG-Bilanzen der nicht in Abbildung 9 der Studie bilanzierten Kategorien ebenfalls berechnet. Dies sind trocken genutztes Ackerland und Grünland, wiedervernässte Flächen, terrestrische Feuchtgebiete, Torfabbau-Flächen, Gewässer, Siedlungen und sonstige Flächen. Bei den in der Studie dargestellten Werten handelt es sich um Netto-Emissionsbilanzen, die auf verschiedene Weise berechnet wurden, siehe Tabelle A5.

## Berechnungsmethoden für die Netto-THG-Bilanzen verschiedener Kategorien des Berichtssektors LULUCF

→ Tabelle A5

Bilanzierungskategorie	Boden-kategorie	Teil des Berichtssektors LULUCF des nationalen Treibhausgasinventars	Berechnungsmethode
Wald		ja	FABIO-Forest und FABio-Land
Ackerland, trocken genutzt	mineralische Böden	ja	FABio-Land
	organische Böden	ja	eigene Berechnung, siehe Anhang, Kapitel 8.1
Grünland, trocken genutzt	mineralische Böden	ja	FABio-Land
	organische Böden	ja	eigene Berechnung, siehe Anhang, Kapitel 8.1
Wiedervernässte Flächen		ja	eigene Berechnung, siehe Anhang, Kapitel 8.1
Agrargehölze / schnellwachsende Bäume		ja	FABio-Land
Terrestrische Feuchtegebiete		ja	FABio-Land
Torfabbau-Flächen		ja	FABio-Land
Gewässer		ja	FABio-Land
Siedlungen und sonstige Flächen		ja	FABio-Land
Holzprodukte		ja	FABio-Land
Neue biobasierte Produkte		nein	FABio-Land
Paludikultur		nein	eigene Berechnung, siehe Anhang, Kapitel 8.1

## THG-Bilanzierung in FABio-Land

**Flächentypen**

In FABio-Land werden für Deutschland die Treibhausgasemissionen und Flächenentwicklungen aller Flächentypen des Landnutzungssektors (Land Use, Land Use Change and Forestry, LULUCF) abgebildet. Unterschieden wird nach den Flächentypen Wald, Ackerland, Grünland, Agrargehölze, wiedervernässte Flächen, terrestrische Feuchtegebiete, Torfabbau, Gewässer, Siedlungen und sonstige Flächen. Unterschieden wird zwischen mineralischen und organischen Böden sowie neuen und alten Flächen (Grenze: 20 Jahre).

Als Grundeinstellung werden die im THG-Inventar berichteten Flächenumwandlungen über Flächenumwandlungskoeffizienten bis zum Jahr 2045 fortgeschrieben. Den Flächentypen werden für die Kohlenstoffpools, CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren als Mittelwert der letzten 10 Jahre (2014–2023, THG-Inventar) zugewiesen. Die Grundlage ist das THG-Inventar aus dem Jahr 2025 (UBA 2025). Um Maßnahmen wie Wiedervernässung von drainierten landwirtschaftlichen Moorböden, die Anlage von Agrargehölzen oder die Einstellung des Torfabbaus abzubilden, erfolgen in FABio-Land entsprechende Anpassungen der

Flächenumwandlungskoeffizienten und der Emissionsfaktoren. Der Holzproduktspeicher als Teil des LULUCF-Sektors ist ebenfalls in FABio-Land integriert (s.u.).

Eine Ausnahme ist die Abbildung der THG-Emissionen der alten Waldfläche. Die Entwicklung der Kohlenstoffpools „Totholz“ und „Laubstreu“ erfolgt als Fortschreibung in FABio-Land wie auch für die übrigen Flächentypen. Für den Bodenkohlenstoff im Wald wird die Entwicklung der Emissionsfaktoren aus der Modellierung des Thünen-Instituts mit dem Bodenkohlenstoffmodell YASSO im Projektionsbericht 2025 übernommen<sup>5</sup>. Der Emissionsfaktor für die lebende Biomasse, also die lebenden Bäume, wird im Waldmodell FABio-Forest modelliert und an FABio-Land übergeben.

### Holzprodukte und neue biobasierte Produkte

Die Klimawirkung der stofflichen Holznutzung wird als Holzproduktspeicher in FABio-Land abgebildet. Die Berechnung erfolgt nach der IPCC-Methode aus dem Jahr 2019 (IPCC 2019). Grundlage für die Modellierung sind die Zuflüsse von Holzprodukten in den Holzproduktspeichern, wie sie im Nationalen Treibhausgasinventar (CRF-Tabellen zur Submission 2025) berichtet sind. Für die Fortschreibung des Zuflusses wurde der Mittelwert der Jahre 2014–2023 verwendet. Der Abfluss von Holz aus dem Holzproduktspeicher wird über die Annahme einer Halbwertszeit (HWZ) festgelegt. Als Ausgangspunkt werden berücksichtigt: Schnittholz (HWZ = 35 Jahre), Holzfaserplatten (HWZ = 25 Jahre) und Papier/Pappe (HWZ = 2 Jahre). Weitere Produkte wurden in die Fortschreibung aufgenommen (Tabelle A6). Ausgehend von der Fortschreibung (s.o.) wurde eine Veränderung der Zuflüsse in die genannten Kategorien im Vergleich mit dem Referenzzeitraum 2014–2023 angenommen (Tabelle A6). Die Zuflussmengen werden aus den Annahmen zur Verwendung von Holz und anderer Biomasse (Anhang, Kapitel 4.3) generiert. Hierzu wurde die historische Rohholzverwendung nach Mantau (2025) im Referenzzeitraum 2014–2023 mit den in diesem Zeitraum bilanzierten Zuflüssen in den Holzproduktspeicher abgeglichen und das entsprechende Verhältnis von Rohholzeinsatz und Holzproduktspeicherzufluss für 2045 fortgeschrieben.

### Fortschreibung und zusätzlicher Zufluss für den Holzproduktspeicher → Tabelle A6

Kategorie	Einheit	Fortschreibung Zufluss MW 2014-2023	Zusätzlicher Zufluss 2045	HWZ (Jahre)
Schnittholz (heimisch)	Mio. m <sup>3</sup>	14,64	1,23	35
Schnittholz (Export)	Mio. m <sup>3</sup>	9,39	-0,55	35
Holzfasersplatten (heimisch)	Mio. m <sup>3</sup>	6,36	3,98	25
Holzfasersplatten (Export)	Mio. m <sup>3</sup>	6,12	3,95	25
Paper and paperboard (domestic)	Mio. t	8,55	-1,76	2
Paper and paperboard (export)	Mio. t	13,76	-1,56	2
Paludi Dämmstoffe	Mio. t	0	1,30	35
Paludi Verpackungen	Mio. t	0	1,00	2
Zusätzliche strohbasierte Dämmstoffe	Mio. t	0	0,48	35
zusätzliche Holzfasersdämmplatten	Mio. t	0	0,40	35

Eigene Zusammenstellung

5 <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/treibhausgas-projektionen-2025-fuer-deutschland> ; aufgerufen am 16.01.2026.

Das Ergebnis der Bilanzierung des gesamten LULUCF-Sektors für unser Szenario inkl. nicht in der Studie erwähnter Bilanzkategorien findet sich in Tabelle A7. Die eigenen Berechnungen für die Moorböden bzw. organischen Böden (trocken, teil- und vollvernässt) erläutern wir in Kapitel 8.1 dieses Anhangs.

### THG-Netto-Emissionen des Berichtssektors LULUCF im Szenario

→ Tabelle A7

Kategorie	THG-Bilanz (Mio. t CO <sub>2</sub> -Äq)	Berechnet mit/durch
Wald	-23,58	FABio
Agrargehölze	-10,83	Agora Agrar
Ackerland mineralische Böden	8,90	FABio
Ackerland organische Böden, trocken bewirtschaftet	0,00	Agora Agrar
Ackerland gesamt	8,90	
Grünland mineralische Böden	-0,56	FABio
Grünland organische Böden, trocken bewirtschaftet	0,00	
Grünland teilvernässt	4,53	Agora Agrar
Grünland gesamt	3,97	
Wiedervernässte Fläche (vollvernässt)	12,16	Agora Agrar
Feuchtgebiete (ohne wiedervernässte Fläche)	6,91	FABio
Holzproduktspeicher	-13,31	FABio
Sonstige (Siedlungen u.a.)	1,32	FABio
SUMME LULUCF	-14,47	

Fabio-Modellverbund und eigene Berechnungen

---

## 4 Biomasse (Studie, Kapitel 4.2)

---

### 4.1 Angebot an Biomasse

Das Angebot an Biomasse in unserem Szenario besteht aus fester, flüssiger und gasförmiger Biomasse. Bilanziert werden alle wesentlichen Ströme von Primärbiomasse sowie die darin nicht inkludierten Sekundärströme. Im Folgenden erläutern wir die Herleitung oder Berechnung für einzelne Kategorien. Die Berechnung des Angebots an Biomasse aus Paludikultur findet sich in Kapitel 8.2 dieses Anhangs.

#### Waldholz (inkl. Schwachholz und Rinde) und Nebenprodukte aus Waldholz

Bei der Berechnung des Biomasseangebots aus dem Wald rechnen wir die gegenwärtige und für das Jahr 2045 projizierte Holzentnahme (Anhang, Kapitel 9.1) mit einem einheitlichen Faktor von 2.55 MWh/m<sup>3</sup> in energetische Einheiten um. Auf diese Weise vermeiden wir potenzielle Doppelzählungen bei der Einbeziehung von Sekundärprodukten. Jedoch leiten wir separat aus der Holzentnahme die Menge an Stammholz und Industrierundholz, getrennt für Laub- und Nadelholz ab und stellen eine Bedienung der Nachfrage nach diesen Segmenten sicher, siehe dieser Anhang, Kapitel 4.3.

#### Lignozellulosehaltige Pflanzen

Zur Berechnung des Biomasseangebots aus lignozellulosehaltigen Pflanzen nehmen wir vereinfachend an, dass es sich hierbei ausschließlich um schnellwachsende Bäume handelt. Für die Biomasse aus schnellwachsenden Bäumen gehen wir von einem Ertrag von 10,2 Tonnen Trockensubstanz pro Hektar und Jahr und einem unteren Heizwert für das geerntete Holz von 15,4 Megajoule pro kg (für Holz mit 15 Prozent Feuchtigkeitsgehalt) aus (FNR 2014). Wir gehen davon aus, dass Trockensubstanzverluste durch Atmung bei der passiven Trocknung 9 Prozent betragen. Daraus ergibt ein Energieertrag von 4.475 Kilowattstunden (kWh) pro Tonne Trockensubstanz bzw. rund 45.650 kWh pro Hektar und Jahr.

#### Biogas

Zur Bezifferung des Angebots an bzw. der Nutzung verschiedener Substrate zur Biogasproduktion in unserem Szenario übernehmen wir die Werte aus Agora Think Tanks (2024). D.h. für unser Szenario im Jahr 2045 leiten wir die Werte für die Biogasproduktion von der nachgefragten Menge (Anhang, Kapitel 4.3) ab.

Die Entwicklung der gasförmigen Biomassebrennstoffe aus Siedlungsabfällen sowie Klärschlamm und Deponiegas wurden im Modell WastMod (Modell im FABio-Verbund) fortgeschrieben. Dabei wurde eine leicht ansteigende Erschließung der Siedlungsabfälle (Anstieg um 28 Prozent von 2025 bis 2045) und parallel eine leichte Abnahme von Deponiegas (Abnahme um 9 Prozent von 2025 bis 2045) angenommen. Einzelheiten finden sich in Tabelle A8.

Das theoretische Potenzial für die Biogasproduktion mit multifunktionalen Substraten aus der Landwirtschaft liegt höher (vgl. Anhang, Kapitel 4.4). Für die Nutzungsraten von organischem Dünger übernehmen wir die Ergebnisse aus der CAPRI-Modellierung. Eine detaillierte Aufschlüsselung findet sich in Tabelle A9.

Produktion von Biogas aus unterschiedlichen Substraten

→ Tabelle A8

Differenzierung nach Substrat	2020 (TWh)	2045 (TWh)
Biogas aus Anbaubiomasse	64	0
Biogas aus Tierexkrementen und anderen multifunktionalen Substraten aus der Landwirtschaft	8	24
Gasförmige Biobrennstoffe aus nicht-landwirtschaftlichen Rest- und Abfallstoffen	4	4
Biogas aus Siedlungsabfällen	7	9
Biogas aus Klärschlamm und Deponiegas	5	4
<b>Summe</b>	<b>88</b>	<b>42</b>

Agora Think Tanks (2024)

Biomasseangebot aus der Landwirtschaft für die Biogasproduktion im Jahr 2045

→ Tabelle A9

Substrat	Biomasse-angebot, hoher Schätzwert (TWh)	Biomasse-angebot, niedriger Schätzwert (TWh)
Rindergülle	10,05	6,95
Rinderjauche	0,20	0,13
Rinderfestmist	6,49	5,78
Schweinegülle	1,04	0,84
Schweinejauche	0,01	0,01
Schweinefestmist	0,17	0,12
Geflügeltrockenkot	0,96	0,85
Geflügelmist	0,11	0,10
Schafmist	0,27	0,20
Summe Wirtschaftsdüngervergärung	19,30	14,97
Andere multifunktionale Substrate aus der Landwirtschaft	196,16	58,14
<b>Summe</b>	<b>215,46</b>	<b>73,11</b>
Schweinegülle	1,04	0,84
Schweinejauche	0,01	0,01
Schweinefestmist	0,17	0,12
Geflügeltrockenkot	0,96	0,85

Agora Think Tanks (2024)

---

Ebenfalls in Tabelle A9 werden die Erschließungsrate und die im Szenario angenommene Biogasproduktion aus multifunktionalen Substraten aus der Landwirtschaft nochmals gelistet. Dabei handelt es sich um:

- Getreidestroh
- Maisstroh
- Rapsstroh
- Zuckerrübenblätter
- Sonnenblumenstroh
- Leguminosenstroh
- Nebenprodukte Gemüsebau
- Mehrjährige Wildpflanzengemeinschaft
- Winterzwischenfruchtengemeinschaft
- Grünland inkl. erweiterter Uferrandstreifen und Erosionsschutzstreifen

Die Erschließungsrate wurde einheitlich mit 31,5 Prozent des technischen Potenzials angenommen. Dieser Wert spiegelt nicht notwendigerweise eine wahrscheinliche Erschließungsrate wider, sondern wurde so gewählt, dass das hieraus resultierende Angebot an Biogas die Residualnachfrage deckt, nachdem alle anderen Biogasquellen in der Bilanzierung berücksichtigt wurden. Überlegungen zur Erschließung bzw. Mobilisierbarkeit unterschiedlicher multifunktionaler Substrate finden sich in der Studie in Kapitel 4.2.

#### Anbaubiomasse für herkömmliche Biokraftstoffe und die Chemieindustrie

Für die Mengen von Anbaubiomasse für herkömmliche Biokraftstoffe, d.h. Biokraftstoffe der 1. Generation, übernehmen wir die Werte aus Agora Think Tanks (2024).

Die Menge an Agrarrohstoffen aus Anbaubiomasse für die stoffliche Nutzung in der Chemieindustrie leiten wir aus dem heutigen Nutzungsmuster ab, wie in Kapitel 4.3 dieses Anhangs erläutert. Zum geographischen Ursprung der nämlichen Rohstoffe treffen wir keine expliziten Annahmen; über die CAPRI-Modellierung wurde über eine Fortschreibung der Daten zur industriellen Verwendung aber sichergestellt, dass diese in die Markt- und Außenhandelsbilanzen und damit auch in der virtuellen Flächenhandelsbilanz einbezogen ist.

#### Abfälle, Nebenprodukte, Recycling

Die Kategorie „Abfälle, Nebenprodukte, Recycling“ (Studie, Abb. 10) umfasst feste Biomassebrennstoffe. Für das Jahr 2020 wurden die Werte für Brennstoffe aus Rest- und Abfallstoffen und Klärschlamm aus der Rohstoffdatenbank des DBFZ<sup>6</sup> entnommen. Bis zum Jahr werden diese Werte konstant fortgeschrieben, aber über FABio-Biomasse korrigiert, um eine höhere Recyclingquote sowie Veränderungen im Altholzfall zu berücksichtigen. Sägenebenprodukte aus der Verarbeitung von Frischholz werden nicht gesondert bilanziert, da sie im Bilanzposten „Wald“ enthalten sind. Für feste Biomassebrennstoffe aus Siedlungsabfällen werden als Startwerte Ergebnisse aus der Agora-Studie „Klimaneutrales Deutschland“ (Agora Think Tanks 2024) und konstant fortgeschrieben.

---

6 <https://zenodo.org/records/10404436>; <https://datalab.dbfz.de/resdb/potentials?lang=de>; beide abgerufen am 12.01.2026.

## Importe und nicht erfasste Quellen

Dieser Bilanzposten wird als Lückenschluss in die Bilanz eingefügt. Durch die o.g. Annahmen ist jedoch klar, dass die Bilanz bei Biogas/Biomethan geschlossen ist, d.h. die Außenhandelsbilanz in unserem Szenario null beträgt.

Bei flüssigen Kraftstoffen übernehmen wir das Szenario aus KNDE-2045 (Agora Think Tanks 2024) und damit auch den Wert für den Import von biobasierten Kraftstoffen für den Luftverkehr von 32 TWh. Damit entfallen im Szenario 32 TWh auf nicht erfasste Quellen und Importe von fester Biomasse.

## 4.2 Etablierung schnellwachsender Bäume auf landwirtschaftlichen Flächen

In unserem Szenario werden bis 2045 in Deutschland auf 1,7 Millionen Hektar schnell wachsende Bäume gepflanzt. Die geografische Verteilung dieser Bäume auf die NUTS-2-Regionen wurde aus Agora Agriculture (2024) übernommen. Demzufolge beschreiben wir hier die in Agora Agriculture (2024) angewandte Methode zur Projektion der räumlichen Aufteilung der Anbaufläche von schnellwachsenden Bäumen in der EU. Diese wurde mit dem Ziel durchgeführt, einen expliziten Flächenbedarf für jede Region abzuleiten, um eine Übereinstimmung mit der CAPRI-Modellierung der Landnutzung für andere Kulturen zu erreichen.

### Kurze Beschreibung der Methode

Um die Fläche für schnellwachsende Bäume in der landwirtschaftlichen Flächenbilanz zu berücksichtigen, wird für jede NUTS-2-Region eine Fläche für diese Bäume reserviert. Diese reservierte Fläche ist nicht Gegenstand des Optimierungsprozesses durch die CAPRI-Modellierung. Die Baumbedeckung und die Niederschläge pro Region sowie die Gesamtverfügbarkeit der landwirtschaftlichen Flächen, die nach der CAPRI-Modellierung voraussichtlich stillgelegt werden, werden berücksichtigt.

### Daten

Die Daten zur Baumbedeckung (Wald plus schnell wachsende Bäume) stammen aus der CAPRI-Landbilanz; die Daten zum Niederschlag stammen aus von Behr et al. (2012).

### Berechnungen und Ergebnisse

Wir teilen die Fläche der schnellwachsenden Bäume auf der Ebene der NUTS-2-Regionen in der EU wie folgt auf:

- 30 NUTS-2-Regionen, in denen der durchschnittliche Niederschlag laut von Behr et al. (2012) in der Wachstumsperiode (Frühjahr und Sommer) voraussichtlich unter 300 mm liegt, werden ausgeschlossen, da sie den Mindestwasserbedarf schnellwachsender Bäume nicht decken können.
- Das Zuteilungsverfahren stellt sicher, dass die maximale Baumbedeckung (Wälder plus schnell wachsende Bäume) 50 Prozent der Landfläche nicht überschreitet. Auf diese Weise gehen wir darauf ein, dass durch eine übermäßige Konzentration der Baumbedeckung potenziell Arten bedroht sind, die auf offene Landschaften als Lebensraum angewiesen sind (Finck et al. 2002). Dies führt dazu, dass 32 Regionen vollständig von der Zuteilung schnellwachsender Bäume ausgeschlossen werden, während in vielen anderen ein unterproportionaler Flächenanteil von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen entsteht.

- 
- Für die gesamte EU wird eine Fläche von 0,7 Millionen Hektar schnellwachsender Bäume auf Grünland (Flächenbezug EU) proportional zur Grünlandfläche in jeder Region zugeteilt, vorausgesetzt, die regionale Baumbedeckung bleibt unter 50 Prozent und es gibt genügend Niederschläge.
  - Für die gesamte EU wird eine Fläche von 12 Millionen Hektar schnellwachsender Bäume auf Ackerland unter Berücksichtigung der oben genannten Einschränkungen wie folgt aufgeteilt:
    - Bis zu 50 Prozent des Flächenbedarfs für produktive halbnatürliche Landschaftselemente werden für schnellwachsende Bäume verwendet. Insgesamt ergibt dies 1,3 Millionen Hektar in der EU.
    - Bis zu 30 Prozent der Flächen, die nach dem CAPRI-Modell nicht für andere Kulturen vorgesehen sind (CAPRI-Flächenkategorie "FALLOW"), werden für schnell wachsende Bäume genutzt. Insgesamt ergibt dies 0,7 Millionen Hektar in der EU.
    - Die verbleibenden 10 Millionen Hektar werden proportional zur Ackerlandausstattung der NUTS-2-Regionen in der gesamten EU aufgeteilt.

Damit ergibt sich für Deutschland eine Fläche von 120 Tausend Hektar schnellwachsender Bäume auf Grünland und 1,6 Millionen Hektar auf Ackerland in Deutschland. Insgesamt werden damit in Deutschland auf 10 Prozent der LF schnellwachsende Bäume angebaut.

### 4.3 Nachfrage nach Biomasse

Die Nachfrage nach bzw. die Verwendung von Biomasse erfolgt in unserem Szenario in drei übergeordneten Bereichen:

- Energetische Nutzung von Biomasse
- Stoffliche Nutzung in der Chemieindustrie
- Stoffliche Nutzung in anderen Bereichen

#### Energetische Nutzung

Die Werte für die energetische Nutzung von Biomasse wurden aus Agora Think Tanks (2024) übernommen. Für die Illustration der relativen Entwicklungen der Bioenergienutzung in den verschiedenen Sektoren wurden die Werte direkt aus Agora Think Tanks (2024) übernommen (Studie, Abbildung 10).

Die dort abgeschätzte Gesamtmenge von Biomasse zur energetischen Nutzung für das Jahr 2020 von 330 TWh liegt jedoch über anderen Schätzungen. So beziffert die FNR<sup>7</sup> die Gesamtmenge an Bioenergie (inkl. biogener Abfälle) in Deutschland im Jahr 2024 auf 309 TWh, also nur 94 Prozent des zuvor genannten Wertes. Für die Gesamtbilanzierung (Studie Abbildung 10) haben wir deshalb die Werte sowohl für das Jahr 2020 als auch für 2045 entsprechend mit einem Faktor von 0,94 skaliert. Somit beziffern wir die Nutzung von Biomasse für Bioenergie im Jahr 2020 mit 309 TWh und im Jahr 2045 auf 237 TWh.

---

7 Basisdaten Bioenergie Deutschland 2026. Verfügbar unter: <https://mediathek.fnr.de/basisdaten-bioenergie.html>; abgerufen am 11.02.2026

## Stoffliche Nutzung in der Chemieindustrie

In unserem Szenario gibt es zwei differenzierte Einsatzbereiche für die stoffliche Nutzung von Biomasse in der chemischen Industrie:

1. Die herkömmliche Nutzung von Biomasse in Form von Kohlenhydraten, Pflanzenölen, Fetten und sonstigen Stoffen. Hierfür ziehen wir die Werte für die stoffliche Nutzung im Jahr 2023 der FNR heran<sup>8</sup> und rechnen wie folgt in Energieäquivalente um, siehe Tabelle A10. Bis 2045 schreiben wir diese Werte fort.
2. Die Nutzung fester lignozellulosehaltiger Biomasse zur Defossilisierung der Kunststoffproduktion: Wir übernehmen für diese Art der Biomassenutzung als Rohstoff den Wert von 74 TWh aus dem Szenario „Klimaneutrales Deutschland – Von der Zielsetzung zur Umsetzung“ (Agora Think Tanks et al. 2024). Das dort präsentierte Szenario geht von einem moderaten Wachstum der Produktionsmengen von Kunststoffen aus. Die Kohlenstoffbedarfe werden zu einem überwiegenden Teil durch Recycling gedeckt und durch Biomasse ergänzt.

## Stoffliche Nutzung von Kohlenhydraten, Pflanzenölen, Fetten und sonstigen Stoffen

→ Tabelle A10

Stoff	Stoffliche Nutzung 2023 (1000 t)	Brennwert (KJ/g)	Energie (TWh)
Fette und Öle	833	38,9	9,0
Stärke	297	17,2	1,4
Zucker	101	15,7	0,4
Chemiezellstoff	329	18,6	1,7
Proteine	27	23,0	0,2
Sonstige	357	17,2	1,7
SUMME			14,4

FNR

## Stoffliche Nutzung in anderen Bereichen

In diesem Abschnitt thematisieren wir die stoffliche Holznutzung in den Bereichen Sägeholz, Holzwerkstoffe und Papier sowie die Nutzung von Biomasse aus Paludikultur und Stroh für Dämmstoffe und Verpackungsmaterialien.

### Verwendete Mengen an Holz

Die relativen Entwicklungen des Rohholzbedarfs in den Bereichen Bau, Möbel, Holzverpackung (vor allem Paletten) und Papier leiten wir aus Mantau (2025) ab. Für den Bau folgen wir dem dort skizzierten Holzbauszenario. Des Weiteren übernehmen wir die dort getroffenen Annahmen zur Verschnittreduktion. Darüber hinaus nehmen wir im Einklang mit einem begrenzten Nadelholzaufkommen in Deutschland an, dass ein Teil des im Holzbauszenario von Mantau (2025) durch Nadelrundholz gedeckten Bedarfes durch Laubrundholz und Pappelholz von landwirtschaftlichen Flächen gedeckt wird, ebenso leicht veränderte Holzströme für Möbel und Holzverpackungen. Die Annahmen aus Mantau (2025) und unserer Studie sind in

8 [https://www.fnr.de/fileadmin/Statistik/Statistikbericht\\_der\\_FNR\\_2025\\_web.pdf](https://www.fnr.de/fileadmin/Statistik/Statistikbericht_der_FNR_2025_web.pdf); abgerufen am 21.01.2026. Siehe auch Studie, Abbildung 8.

Tabelle A11 im Vergleich dargestellt. In den dargestellten Mengen sind im Zuge der Verarbeitung anfallende Nebenprodukte, Reststoffe und Verschnitt inkludiert.

Projizierter Bedarf an Rundholz, Alt- und Gebrauchtholz und Pappelholz → Tabelle A11

Szenario	Holzsegmente	Bedarf 2020 (Millionen m <sup>3</sup> )	Bedarf 2045 (Millionen m <sup>3</sup> )
Mantau (2025) (ohne Verschnittreduktion)	Nadelrundholz	32,9	36,3
	Laubrundholz	6,7	7,3
	Alt- und Gebrauchtholz	2,6	2,8
Agora Agrar (veränderte Holzflüsse und Verschnittreduktion)	Nadelrundholz	32,9	29,7
	Laubrundholz	6,7	8,7
	Alt- und Gebrauchtholz	2,6	5,3
	Pappelholz	0,0	1,0

Eigene Berechnungen und Mantau (2025)

Zur in Tabelle A11 dargestellten Bedarfsmenge an Holz kommen noch kleine Mengen für die im Vergleich zu heute gesteigerte Produktion von Holzfaserdämmstoff hinzu (siehe unten). Nach der Bilanzierung des Rohstoffbedarfes für Bau, Möbel, Holzverpackungen und Papier und einem Abgleich mit den verwerteten Rohholzmengen, verbleibt ein substanzieller Bilanzüberschuss. Dieser spiegelt u.a. nicht erfasste Halbwarenexporte wider. Diese Bilanzgröße schreiben wir analog zu Mantau (2025) fort und nehmen darüber hinaus an, dass zusätzlich Holz und Sägenebenprodukte im Umfang von etwa 7 Millionen stofflich in Holzwerkstoffen statt energetisch genutzt werden. Dies spiegelt sich in der Studie in Abb. 12 unter „Sonstige“ wider.

Für die Umrechnung von Kubikmeter Rohholzäquivalent in Terawattstunden (TWh) nutzen wir einen einheitlichen Faktor von 2,55 MWh/m<sup>3</sup>.

**Verwendete Mengen an Paludikulturen und Stroh**

Jährliche Verwendung von Biomasse für Dämmstoffe im Jahr 2045 → Tabelle A12

	Anteil am Dämmstoffvolumen in Prozent	Dämmstoffvolumen (Mio. m <sup>3</sup> )	Dämmstoffdichte (kg/m <sup>3</sup> )	Menge an Biomasse (Mio. t)
Gesamtproduktion Dämmstoffe	100,0	38,5		
Paludikultur	25,0	9,6	150	1,44
Holzfasern	12,5	4,8	200	0,96
Stroh	12,5	4,8	100	0,48

Eigene Berechnungen, basierend auf Daten FNR von 2021<sup>9</sup>

Wir nehmen für das Szenario an, dass der Anteil der biobasierten Dämmstoffe in der Dämmstoffproduktion in Deutschland bis 2045 auf 50 Prozent steigt. Zur Projektion der im Jahr 2045 produzierten Menge schreiben wir den Wert von 38,5 Mm<sup>3</sup>/Jahr an Dämmstoffvolumen fort.<sup>10</sup> Wir nehmen weiterhin an, dass diese Mengen aus verschiedenen Biomassequellen gedeckt werden, woraus sich spezifische nachgefragte Mengen an Stroh, Paludikultur-Biomasse und Holz zur Verwendung in Dämmstoffen ergeben. Die Annahmen sind in Tabelle A12 zusammengefasst.

#### 4.4 Technisches Biogaspotenzial aus multifunktionalen Substraten für Deutschland 2045 (Studie, Abbildung 11)

Wir quantifizieren sowohl die theoretischen als auch die technischen Biomasse- und Bioenergiepotenziale für Biomasse und Bioenergie aus landwirtschaftlichen Reststoffen, organischen Siedlungsabfällen und Biomasse aus der Landschaftspflege für die anaerobe Vergärung. Für das Produktionsmuster des Ackerbaus in unserem Szenario 2045 schätzen wir das technische Potenzial auf 109 TWh.

Das wirtschaftliche Potenzial für die anaerobe Vergärung von multifunktionalen Substraten wird nicht quantifiziert. Nur ein Teil des technischen Potenzials wäre wirtschaftlich erschließbar. Für eine Definition der Biomassepotenziale siehe (Offermann et al. 2011)

##### Kurze Methodenbeschreibung

Wir quantifizieren das theoretische und das technische Biogaspotenzial folgender multifunktionaler Substrate:

- Reststoffe aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdünger, Einstreu und Futterreste),
- organische Siedlungsabfälle (Bioabfall aus Privathaushalten, Grünschnitt und Klärschlamm)
- pflanzenbauliche Nebenprodukte (Halm, Stroh, Ausputz etc.)
- Aufwuchs von extensiv genutztem Dauergrünland
- Landschaftspflegematerial (von Brachflächen, Blühflächen, Ackerrandstreifen etc.)
- Zweitfrüchte, also ertragreiche Zwischenfrüchte
- ackerbauliche Dauerkulturen (Ackergras, Silphie, Miscanthus, Riesenweizengras etc.)

Energiepflanzen werden hierbei nicht betrachtet.

##### Daten

Die Biogaspotenziale werden mit Hilfe eines vom Deutschen Biomasseforschungszentrum (DBFZ) für Agora Agrar entwickelten Berechnungstools geschätzt. Die Produktionsmuster, die Erträge der Hauptkulturen und die Tierzahlen stammen aus dem CAPRI-Output des Szenarios 2045.

Quellen für andere Eingabedaten in das DBFZ-Tool:

- Daten zu Stalltypen und Wirtschaftsdüngermanagement: (Vos et al., 2022)
- Bioabfallaufkommen für das Jahr 2020:
- Klärschlamm für das Jahr 2016: (Bellot et al. 2021)

Quellen für die Faktoren, die für die Berechnung der Biogaserträge im DBFZ-Tool verwendet werden:

<sup>10</sup> <https://baustoffe.fnr.de/service/presse/pressemitteilungen/aktuelle-nachricht/marktanteil-von-nawaro-daemmstoffen-waechst-abgerufen-am-11.02.2026>

- 
- Biogaserträge verschiedener Arten von Wirtschaftsdüngern: Deutsche Düngerverordnung (DüV)<sup>11</sup>,
  - Trockensubstanzgehalt verschiedener Arten von Wirtschaftsdüngern: (KTBL 2024)
  - Biogaserträge bei der anaeroben Vergärung verschiedener Biomassen: (LfL 2024), (KTBL 2024),  
Expertenschätzungen des DBFZ
  - Sonstige: Sonstige Literatur und Expertenschätzungen.

Die Hektarerträge von Halbnatürlichen Landschaftselementen stammen aus Experteneinschätzungen und von drei deutschen Institutionen: DBFZ, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) und Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR)

## Berechnung

Wir berechnen sowohl das theoretische und das technische Biomassepotenzial als auch die entsprechenden Biogaspotenziale. Die theoretischen Potenziale umfassen die gesamte Biomasse, die auf den Input-Flächen wächst, sowie Siedlungsabfälle. Das technische Potenzial wird durch technische Beschränkungen begrenzt (z. B. Verluste bei Ernte, Transport und Lagerung). Rechtliche oder logistische Beschränkungen werden nicht berücksichtigt.

Wir verwenden die untere Grenze der Erträge für Wirtschaftsdünger und Stroh, um eine konservative Schätzung zu erhalten.

Die Fläche für Zweitfrüchte wird aus den Anbauverhältnissen der Kulturen im Szenario 2045 abgeleitet (Tabelle A13). Es wird davon ausgegangen, dass die folgenden Kulturen vollständig mit dem Anbau von Zweitfrüchten für die anaerobe Vergärung kompatibel sind: Mais, Soja und Hanf. Als Flächenertrag nehmen wir 5 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr an.

Wir nehmen an, dass sich das Aufkommen an Bioabfällen, Klärschlamm und anderen Siedlungsabfällen zwischen 2020 und 2045 nicht ändert.

Wir gehen davon aus, dass Dauergrünland, welches im Jahr 2020 bereits extensiv genutzt wird, aus natürlichen oder infrastrukturellen Gründen nicht für die Produktion von Biogas-Rohstoffen geeignet ist (z.B. zu steil oder zu abgelegen). Daher werden diese Flächen von unseren Potenzialschätzungen ausgeschlossen. In CAPRI wird die Intensität der Grünlandbewirtschaftung durch den Anteil von intensivem und extensivem Grünland dargestellt. Wir verwenden diese Flächen als Näherungswerte für intensiv bewirtschaftetes Grünland gegenüber halbintensiv oder extensiv bewirtschaftetem Grünland (Tabelle A14). Der Raufutterbedarf kann nach dieser Berechnung im Jahr 2045 vollständig durch das Ackerfutter und das nicht für Energiezwecke geeignete Dauergrünland gedeckt werden.

Als Flächenpotenzial für Dauergrünland zur energetischen Nutzung verwenden wir hier die Differenz zwischen der semi-intensiven oder extensiven Fläche im Jahr 2045 und im Jahr 2020. Als Flächenertrag nehmen wir 9 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr an.

Das Biomassepotenzial aus wiedervernässten Mooren zur energetischen Nutzung in Biogasanlagen beträgt 1,09 Mt Trockenmasse oder 218.000 ha bei einem Flächenertrag von 5 t/ha. Dieses theoretische Biomassepotenzial ergibt sich aus dem Flächenanteil unseres Wiedervernässungsszenarios (Anhang, Kapitel

---

11 [www.gesetze-im-internet.de/d\\_v\\_2017/BJNR130510017.html](http://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/BJNR130510017.html); aufgerufen am 09.12.2025.

8.2), der nicht für die Bereitstellung von Biomasse zur Deckung der Nachfrage nach Paludikultur für die stoffliche Verwertung – etwa für Verpackungen oder Baustoffe – genutzt wird (Anhang, Kapitel 4).

### Geeignete Zweitfruchtflächen je Hauptkultur

→ Tabelle A13

Kultur	Fläche im Jahr 2020 in 1000 ha	Fläche im Jahr 2045 in 1000 ha
Körnermais	481	369
Soja	23	84
Hanf	2	5
Futtermais	2.136	582
Summe	2.642	1.040

CAPRI

### Für die anaerobe Vergärung nutzbare Grünlandfläche im Jahr 2045

→ Tabelle A14

Grünlandfläche	Fläche in 1000 ha
Fläche extensiv 2020	2.317
Fläche extensiv 2045	4.060
Zusätzliche extensive Fläche im Szenario 2045	1.743

CAPRI

### Anteile güllebasierter Haltung und Anteile der Weidezeit für CAPRI-Tierkategorien.

→ Tabelle A15

Tierkategorie in CAPRI	Anteil güllebasierte Haltung (%)	Strohbasierter Haltung (%)	Anteil Weidezeit (%)
Milchkühe („Dairy cows“)	87	13	7
Andere Kühe („Other cows“)	19	81	56
Färsen („Heifers“)	58	42	16
Mastbullen („Male adult cattle“)	48	52	28
Bullenkälber („Male calves“)	26	74	4
Kuhkälber („Female calves“)	24	76	7
Schaafe („Sheep“)	0	100	55
Mastschweine („Pig fattening“)	96	4	0
Zuchtschweine („Pig breeding“)	93	7	0

Eigene Berechnungen, nach Vos et al. 2022

Die Tierzahlen in CAPRI entsprechen den pro Jahr geschlachteten Tieren. Diese Zahl wird auf die Stallkapazität umgerechnet, um die Dungmengen richtig einschätzen zu können. Für Schweine beträgt die Anzahl der Produktionszyklen pro Jahr in unserem Szenario 3,11; für die Geflügelmast sind es 4,90.

Der Anteil am Gesamtaufkommen von tierischen Exkrementen, der in Ställen gesammelt werden kann, hängt von dem Anteil der Weidezeit im Jahr ab. Es werden sowohl feste als auch flüssige Wirtschaftsdünger betrachtet. Die Anteile von Festmist und Gülle addieren sich zu 1. Für diese Berechnung werden keine Annahmen über die Entwicklung der Stalltypen und den Anteil der Weidezeit getroffen (Tabelle A15). Die Werte entsprechen der Situation in Deutschland um das Jahr 2020 (Vos et al. 2022). Die gleichen Anteile werden auch für 2045 verwendet.

## Ergebnisse

Das theoretische Biogaspotenzial für das Szenario 2045 beträgt 134 TWh. Das technische Biogaspotenzial für das Szenario 2045 beträgt 109 TWh.

## 5 Lebensmittelkonsum in CAPRI

### 5.1 Lebensmittelkonsum, Verzehr und Nährstoffgehalt in CAPRI

Der Lebensmittelkonsum in CAPRI wird auf Länderebene auf der Grundlage von Daten zur Lebensmittelverfügbarkeit der Statistiken der FAO (FAOSTAT 2024) und Eurostat (CAPRI model documentation 2022) abgeleitet. Die Kalorienzufuhr für 2020 wird berechnet, indem die Verbrauchernachfrage um die länder- und produktspezifischen Lebensmittelabfälle auf Haushaltsebene und der Lebensmittelverluste auf der Ebene der Produktion, der Weiterverarbeitung und des Handels bereinigt wird, basierend auf Angaben der FAO (Gustavsson et al. 2011). Zusätzlich erfolgt eine weitere Anpassung zur Angleichung des Kalorienbedarfs gemäß den Ergebnissen von Rieger et al. (Rieger et al. 2023). Nach Hinzufügen der Verbrauchswerte für Bier, Wein und Kakao, ergibt sich als Baseline für den Verzehr für 2020 einen Wert von 2.370 Kilokalorien (kcal).

Die Nährstoffgehalte pro Kilogramm Lebensmittel, einschließlich Energiegehalt (kcal), Eiweiß- und Fettgehalt, werden aus der Lebensmitteldatenbank des US-Landwirtschaftsministeriums abgeleitet (USDA 2024). Diese Daten werden länderübergreifend verwendet, um die von den Verbrauchern im Rahmen des CAPRI-Modells nachgefragten Lebensmittel in ihre jeweiligen Nährstoffprofile umzurechnen (Tabelle A16).

#### Nährstoffgehalt pro kg Lebensmittelprodukt in CAPRI

→ Tabelle A16

Lebensmittelgruppe	Energiegehalt (kcal/kg)	Proteingehalt (g/kg)	Fettgehalt (g/kg)
Weizen	3.400	107	20
Roggen	3.380	103	16
Gerste (Nahrung)	3.540	125	23
Hafer	3.890	169	69
Mais	3.650	94	47
Andere Getreide	3.360	123	30
Reis	3.645	66	21
Sonnenblumenkerne	5.840	208	515
Soja	4.460	365	199
Hülsenfrüchte	3.143	226	31
Kartoffeln	770	20	1
Tomaten	180	9	2
Andere Gemüse	293	9	1
Äpfel, Birnen und Pfirsiche	493	5	2
Zitrusfrüchte	490	9	2
Tafeltrauben	630	8	3
Anderes Obst	683	8	3
Oliven	1.150	8	107

Rindfleisch	2.188	134	179
Schweinefleisch	2.892	107	270
Lamm- und Schafsfleisch	2.188	134	179
Geflügelfleisch	1.708	142	123
Eier	1.430	126	95
Süßwasserfisch	1.115	190	37
Salzwasserfisch	1.447	205	63
Meeresfrüchte	752	135	12
Molkenpulver	3.460	123	8
Vollmilchpulver	4.960	263	267
Butter	7.170	9	811
Magermilchpulver	3.620	362	8
Käse	3.338	215	267
Frischmilchprodukte	610	42	24
Sahne	1.950	27	193
Kondensmilch	3.210	79	87
Rohmilch	615	32	33
Rapsöl	8.840	0	1.000
Sonnenblumenöl	8.840	0	1.000
Sojaöl	8.840	0	1.000
Olivenöl	8.840	0	1.000
Palmöl	8.730	0	1.000
Andere pflanzliche Öle	8.840	0	1.000
Kakao	2.280	196	137
Zucker	3.835	1	
Wein	830	1	

Agora Agrar, basierend auf CAPRI-Ergebnissen

## 5.2 Kalorienaufnahme pro Person und Tag im Jahr 2045 in CAPRI

Wir berechnen eine durchschnittliche Kalorienzufuhr von 2.140 kcal/Kopf/Tag in der EU im Jahr 2045 auf der Grundlage von Eurostat-Bevölkerungsprognosen (Eurostat 2023b) und den von der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA 2013) bereitgestellten Referenzwerten für die Energiezufuhr.

### Ernährungsbedingter Energiebedarf

Wir gehen von einem körperlichen Aktivitätsniveau von 1,6 aus. Laut EFSA (2013) stellt dies eine moderate körperliche Aktivität bei Erwachsenen dar. Da das durchschnittliche körperliche Aktivitätsniveau heute niedriger ist, bedeutet dies einen leichten Anstieg der Aktivität.

---

Wir gehen von einem Body-Mass-Index (BMI) von  $22 \text{ kg/m}^2$  aus. Dies gilt als ein gesundes Normalgewicht für Erwachsene (EFSA 2017). In Deutschland haben derzeit mehr als 50 Prozent der Bevölkerung einen BMI über 25 und 16 Prozent der Bevölkerung einen BMI über 30<sup>12</sup>.

### Bevölkerung

Wir verwenden die Basisbevölkerungsprojektionen von Eurostat für 2045 (Eurostat 2023b). Geburtenprognosen für 2045 werden verwendet, um den Kalorienbedarf von schwangeren und stillenden Frauen zu ermitteln.

### Methode

Wir gleichen den durchschnittlichen Energiebedarf der EFSA in kcal/Tag differenziert nach Geschlecht, Alter sowie für schwangere und stillende Frauen mit der für 2045 prognostizierten Bevölkerung in jedem Segment ab, um den durchschnittlichen Energiebedarf pro Kopf zu berechnen (EFSA 2013, Eurostat 2023b).

## 5.3 Konsummuster 2045 in CAPRI

Wir berechnen einen gewichteten Durchschnitt für die Konsummuster 2045, indem wir die Referenzwerte der Planetary Health Diet (PHD) (Willett et al. 2019) und die dazugehörigen Berechnungen zur PHD, wie sie von Springmann et al. (Springmann et al. 2018) veröffentlicht wurden, mit 80 Prozent gewichten. Die Konsummuster werden wiederum für alle Lebensmittelgruppen in jedem EU-Mitgliedstaat mit 20 Prozent gewichtet. Aufgrund der unterschiedlichen Kategorisierung der Lebensmittelgruppen in der PHD und in CAPRI wurden teilweise Anpassungen vorgenommen (Tabelle A17). Um zu überprüfen, ob die Ergebnisse mit anderen Ernährungsrichtlinien übereinstimmen, die eine gesunde Ernährung mit geringeren Umweltauswirkungen fördern, wurden diese mit ausgewählten Studien verglichen (Blomhoff et al. 2023, European Commission 2023, Ministry of Food, Agriculture and Fisheries of Denmark 2021, Schäfer et al. 2024, WHO European Region 2023).

### Anpassungen im Zusammenhang mit der Planetary Health Diet

Wir verwenden die PHD als Referenz für die Zufuhr spezifischer Lebensmittelgruppen. In unserem Szenario wird der durchschnittliche Tagesbedarf auf 2.140 kcal pro Tag und Person angepasst. Die Differenz zwischen 2.500 kcal, wie in Willett et al. (2019) angegeben, und 2.140 kcal in unserem Modell wird durch die Reduzierung der Aufnahme von stärkehaltigen Lebensmitteln angepasst.

---

12 <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Gesundheit/Gesundheitszustand-Relevantes-Verhalten/Tabellen/koerpermassen-gesamt.html>; abgerufen am 10.01.2026.

## Kilokalorienbedarf pro Lebensmittelgruppe in der Planetary Health Diet und im Szenario 2045

→ Tabelle A17

	Planetary Health Diet (Willett et al. 2019) (Input CAPRI) basierend auf 2.500 kcal		Scenario 2045 basierend auf 2.140 kcal	
Lebensmittelgruppe	Lebensmittel (Unterkategorie)	(kcal/ Tag)	Lebensmittel (Unterkategorie)	(kcal /Tag)
Vollkorn	Reis, Weizen, Mais, andere	81	Getreide (Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Mais, Reis und andere Getreide)	544
Stärkehaltige Lebensmittel	Kartoffeln	39	Kartoffeln	58
Gemüse	Dunkelgrünes, rotes, orangenes und andere Gemüse	78	Tomaten und andere Gemüse	81
Obst	Obst	126	Äpfel, Zitrusfrüchte, Tafeltrauben, Oliven, anderes Obst	127
Milchprodukte	Vollmilch oder Milchäquivalente (z.B. für Käse)	153	Molkenpulver, Kasein, Vollmilchpulver, Butter, Magermilchpulver, Käse, Frischmilchprodukte, Sahne, Kondensmilch, Rohmilch	244
Proteinquellen	Rindfleisch und Lamm	15	Rindfleisch	23
			Lamm	2
	Schweinefleisch	15	Schweinefleisch, Schmalz und Talg	85
	Geflügel	62	Geflügel	62
	Eier	19	Eier	24
	Fisch	40	Süßwasserfisch, Salzwasserfisch, Meeresfrüchte	39
	Hülsenfrüchte	172	Kategorie Hülsenfrüchte beinhaltet auch anteilig die Kalorien der Kategorie Nüsse	159
	Soja	112	Kategorie Soja beinhaltet anteilig die Kalorien von Erdnüssen und Nüssen	169
	Erdnüsse	142	Berücksichtigt in der Kategorie Soja	
	Nüsse	149	Anteilig berücksichtigt in den Kategorien Soja und Hülsenfrüchte	
Pflanzliche Fette	z.B. Olivenöl oder Rapsöl	354	Rapsöl, Sonnenblumenöl, Olivenöl und Sojaöl	376
	Palmöl	60	Palmöl	46
	Schmalz und Talg	36	In der Kategorie Schweinefleisch berücksichtigt	
Zucker	Alle Süßungsmittel	120	Zucker	128
<b>Total</b>		<b>2.503</b>		<b>2.167</b>

Eigene Berechnungen, auf der Grundlage von Willett et al. (2019)

---

Der sich daraus ergebende Verzehr im Jahr 2045 wird verwendet, um die Funktionen für die Nachfrage in CAPRI zu verschieben. Wo nötig, werden Anpassungen aufgrund der leicht veränderten Zuordnung der Lebensmittel (PHD und CAPRI) vorgenommen (Tabelle A17). Die endgültigen CAPRI-Ergebnisse weichen geringfügig von den Modelleingaben in Tabelle A17 ab, da sich in CAPRI zusätzliche Änderungen aufgrund von Änderungen der Marktgleichgewichtspreise ergeben.

Im Gegensatz zur PHD beziehen wir Kakao und einen mäßigen Alkoholkonsum in unser Ernährungsverhalten ein. CAPRI liefert Daten für Wein, Gerste (für alkoholfreie und alkoholische Produkte) und für Kakao. CAPRI stellt keine Daten für Kaffee, Tee und Spirituosen zur Verfügung. Um die Energieaufnahme aus diesen Kategorien zu berücksichtigen, gehen wir von einer zusätzlichen Aufnahme aus:

- 118 kcal aus Alkohol (Wein, Bier, Spirituosen) im Jahr 2045, was einem Rückgang von 23 Prozent gegenüber dem Niveau von 2020 entspricht.
- 9 kcal aus Kakao, wobei das Verbrauchsniveau von 2020 beibehalten wird.

## 5.4 Annahmen zu Lebensmittelverlusten und Lebensmittelabfällen in CAPRI

CAPRI enthält Daten über Lebensmittelverluste und -abfälle in zwei Kategorien: "Verluste im Bereich Konsum" und "Marktverluste". Während die Verluste im Bereich Konsum Lebensmittelabfälle vom Einzelhandel bis zu den privaten Haushalten umfassen, beinhalten die Marktverluste Verluste aus der Landwirtschaft und der Verarbeitung. Die hohen Mengen an Lebensmittelverlusten und -abfällen in CAPRI sind nicht direkt mit den von den EU-Mitgliedstaaten gemeldeten Mengen (Eurostat 2023a) und den Berechnungen des Joint Research Center (De Laurentiis et al. 2023) vergleichbar.

In unserem Szenario wird die Halbierung der Lebensmittelverschwendung durch die Halbierung der "Verluste im Bereich Konsum" auf der Grundlage der Verbrauchsmuster des Jahres 2045 erreicht. Da die Ernährung im Jahr 2045 mehr verderbliche Produkte (z. B. Obst und Gemüse) enthält, die hohe Verlust- und Abfallraten aufweisen, steigt die absolute Abfallmenge. Eine Halbierung der Verluste im Bereich Konsum im Jahr 2045 im Vergleich zu 2020 führt daher zu einer Verringerung der absoluten Menge um 40 Prozent (Gesamtgewicht, ohne Differenzierung zwischen essbaren und ungenießbaren Abfällen).

In unserem Szenario gehen wir nicht von einer Verringerung der Marktverlusten aus. Infolgedessen steigen die absoluten "Marktverluste" für einige Lebensmittelkategorien, insbesondere für Obst und Gemüse, aufgrund des höheren Verbrauchs an.

## 5.5 Sensitivitätsanalyse in CAPRI

Die Sensitivitätsanalyse veranschaulicht die isolierten Effekte der Ernährungsumstellung und der Reduzierung der Lebensmittelabfälle. Sie geht davon aus, dass es keine Verschiebungen in den Nachfragefunktionen und keine Verringerung der Lebensmittelverluste und -abfälle gibt.

---

## 6 Nutztierhaltung (Studie, Kapitel 4.4)

---

### 6.1 Produktionsseitige Annahmen zur Nutztierhaltung in CAPRI

Für unser Szenario 2045 werden die spezifischen CAPRI-Parameter im Vergleich zur Standard-Baseline für dieses Jahr (Anhang, Kapitel 2) an veränderte landwirtschaftliche Praktiken angepasst:

#### Milcherträge

Wir passen die Milcherträge in den Regionen auf der NUTS-2-Ebene an, da wir von einer stärkeren Ausrichtung in der Zucht auf Verwertung und Futtereffizienz von Gras sowie einem höheren Anteil von Grünlandfutter in der Futterzusammensetzung ausgehen. Wir senken die Erträge aufgrund der Umstellung auf eine graslandbasierte Fütterung und der damit einhergehenden verringerten Milchleistung in Deutschland gegenüber der Standardbaseline von CAPRI um 4 Prozent auf 7.800kg/Milchkuh ab.

#### Verschiebungen in der Angebotsfunktion für Eier, Geflügel- und Schweinefleisch

In unserem Szenario für 2045 geht die Nachfrage nach Eiern, Geflügel- und Schweinefleisch zurück, während die Tierwohlstandards steigen. Um die mit der Erfüllung höherer Tierwohlstandards verbundenen Zusatzkosten aufzufangen, schlagen wir vor, diese durch öffentliche Zahlungen für Tierwohlleistungen auszugleichen. Allerdings sind die erhöhten Kosten für Tierwohl und die Ausgleichszahlungen im CAPRI-Szenario technisch nicht enthalten. Im Wesentlichen gehen wir davon aus, dass die Kosten für die Steigerung des Tierwohls durch die Ausgleichszahlungen gedeckt werden, sodass es zu minimalen wirtschaftlichen Auswirkungen auf die Betriebe kommt. Da wir es für unwahrscheinlich halten, dass die Steuerzahler bereit wären, die Tierwohlkosten für große Exportmengen zu finanzieren, verschieben wir die Angebotsfunktionen für diese Produkte um etwa 13 bis 20 Prozent nach links. Diese Anpassung stellt sicher, dass die Nettoexporte nicht signifikant steigen.

#### Anteil von Gras in der Fütterung

Der Anteil von Gras von Dauergrünland in den Futterrationen (berechnet als Trockenmasse) wird bei der Fütterung von Milchkühen, Zuchtfärsen und Mutterkühen regional angepasst. Die NUTS-2-Regionen werden auf der Grundlage des Grasanteils im Futter in drei Klassen eingeteilt:

- Regionen mit weniger als 45 Prozent Grasanteil im Futter: der Grasanteil steigt um 35 Prozentpunkte,
- Regionen mit 45-80 Prozent Grasanteil im Futter: der Grasanteil steigt im Durchschnitt um 22 Prozentpunkte,
- Regionen mit einem Grasanteil von mehr als 80 Prozent: Es wird keine Anpassung des Grasanteils vorgenommen.

## 6.2 Viehdichte 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 16) und Marktbilanz Milch und Milcherzeugnisse (Studie, Abbildung 18)

### Viehdichte 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 16)

Wir fassen die wichtigsten Nutztierarten in den Jahren 2020 und 2045 zu Großvieheinheiten (GVE) zusammen. Die GVE ist ein Umrechnungsverhältnis, das auf dem metabolisierbaren Energiebedarf der einzelnen Tierarten basiert, wobei eine GVE dem Grund- und Leistungsbedarf einer typischen Milchkuh entspricht.

Die Berechnungen basieren auf den Bestandsgrößen für 2020 und 2045 von CAPRI. Tabelle A18 zeigt die GVE-Umrechnungskoeffizienten für jede Nutztierart (Eurostat 2023c). Das CAPRI-Modell untergliedert Rinder in Milchkühe, Bullen, Färsen, Mutterkühe und Kälber. Die Geflügel- und Schweinemast werden im CAPRI-Modell als geschlachtete Tiere pro Jahr ausgegeben. Weitere Einzelheiten zur Umrechnung für die einzelnen Nutztierkategorien sind nachstehend aufgeführt (Tabelle A18).

### CAPRI-Großvieheinheit Koeffizienten

→ Tabelle A18

Nutztierart	Kategorie	Großvieheinheit Koeffizient
Rinder	Milchkühe	1,000
Rinder	Männliche erwachsene Rinder geringes Gewicht	0,700
Rinder	Männliche erwachsene Rinder hohes Gewicht	1,000
Rinder	Färsenmast geringes Gewicht	0,700
Rinder	Färsenmast hohes Gewicht	0,800
Rinder	Andere Kühe	0,800
Rinder	Färsen Zucht	0,700
Rinder	Kälbermast	0,400
Rinder	Aufzucht von Kälbern	0,400
Schafe und Ziegen	Schafe und Ziegen	0,100
Schweine	Schweinezucht (Sauen)	0,770
Schweine	Schweinemast	0,300
Geflügel	Geflügelmast	0,007

Eurostat 2023c

Für jede NUTS-2-Region werden die Zahlen der einzelnen Rinderarten, des Geflügels, der Schweine, der Milchschafe und -ziegen sowie der Schaf- und Ziegenmast mit ihren jeweiligen GVE-Koeffizienten multipliziert, was die gesamte GVE je NUTS-2-Region ergibt. Diese Zahl wird dann durch die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) der jeweiligen NUTS-2-Region geteilt, was die GVE-Dichte auf der NUTS-2-Ebene ergibt.

## Schwein

Für die Berechnung der Schweinedichte pro NUTS-2-Region haben wir:

1. Das "Schweinemastaggregat", das in gemästeten Tieren pro Jahr ausgedrückt wird, in die Herdengröße umgerechnet. Dieses Aggregat umfasst "Schweine mit einem Lebendgewicht von 20 kg und weniger als 50 kg" und "Mastschweine (einschließlich aus der Zucht ausgeschiedener Eber und Sauen) mit einem Gewicht von mindestens 50 kg". Dazu wird das Schweineaggregat durch die Anzahl der durchschnittlichen nationalen Produktionszyklen pro Jahr geteilt. Das Ergebnis wird mit dem GVE-Koeffizienten für Schweine multipliziert und durch die entsprechende LF der NUTS-2-Region geteilt.
2. Das Aggregat "Sauen", das als Herdengröße angegeben wird, verwendet. Die Herdengröße wird mit dem GVE-Koeffizienten für Sauen (0,77) multipliziert, das nicht nur Sauen, sondern auch Ferkel umfasst. Das Ergebnis wird durch die entsprechende LF der NUTS-2-Region geteilt.
3. die GVE des Schweineaggregats und die GVE der Sauen addiert.

## Rind

Die Rinderdichte umfasst sowohl Milch- als auch Fleischrinderkategorien, die auf der NUTS-2-Ebene in GVE-Einheiten je LF umgerechnet werden (Tabelle A18).

## Geflügel

Die GVE-Umrechnung für die Geflügelmast umfasst Geflügelarten wie Enten, Gänse, Puten und Masthähnchen. Dieses Aggregat wird in gemästeten Tieren pro Jahr ausgedrückt und auf die Herdengröße umgerechnet. Dazu wird das Geflügelaggregat durch die Anzahl der durchschnittlichen nationalen Produktionszyklen pro Jahr geteilt. Das Ergebnis wird durch die entsprechende LF der NUTS-2-Region geteilt.

## Milch und Milcherzeugnisse - Marktbilanz für Deutschland 2020 und 2045 (Studie, Abbildung 18)

Die Marktbilanzen tierischer Produkte (Studie, Abbildungen 17 bis 21) sind nach der gleichen Methodik erstellt, wie in diesem Anhang (Kapitel 7.8) beschrieben.

Zusätzlich werden Milchprodukte (Eurostat 2023a) in Milchäquivalente umgerechnet, um einen Vergleich zwischen allen Kategorien von Milchprodukten zu ermöglichen. Diese Umrechnung basiert auf dem kombinierten Fett- und Proteingehalt. Tabelle A19 zeigt die Umrechnungsfaktoren für alle CAPRI-Milchprodukte für das Jahr 2020 und das Szenario 2045. Die Umrechnungsfaktoren werden zur Berechnung der Marktbilanzen von Milcherzeugnissen in Milchäquivalente verwendet.

## Umrechnungsfaktoren für Milchäquivalente

→ Tabelle A19

Kategorie der Milcherzeugnisse	Basisjahr 2020	Szenario 2045
Butter	9,79	9,79
Casein	10,05	10,09
Käse	5,56	6,06
Kondensmilch	1,67	1,59
Sahne	3,60	3,99
Frischmilcherzeugnisse	0,92	0,93
Magermilchpulver	4,02	4,02
Molkenpulver	1,36	1,37
Vollmilchpulver	8,97	9,70

CAPRI

### 6.3 Technologien zur THG-Emissionsminderung (Studie, Kapitel 4.4 B)

Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über zehn Technologien zur Minderung der Treibhausgasemissionen (THG) in der landwirtschaftlichen Tierhaltung, insbesondere für Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O). Einige dieser Technologien sind in CAPRI explizit modelliert, andere nicht. Wir schätzen das Minderungspotenzial der modellierten Technologien auf der Grundlage der in den Tabellen A20, A21 und A22 aufgeführten Anwendungsraten.

Die Annahmen des CAPRI-Modells für jede der sechs THG-Minderungstechnologien (anaerobe Vergärung, Nitratfütterung, Leinölfütterung, proteinarme Fütterung, antimethanogene Impfung und Züchtung auf Futtereffizienz bei Wiederkäuern) basieren auf Pérez Domínguez et al. (2020).

Wir gehen davon aus, dass jede der vier ausgewählten Technologien, die nicht in CAPRI modelliert sind (methanhemmende Futterzusatzstoffe, Güllezusätze, Güllelagerung/-kühlung und Nitrifikationshemmer) bis 2045 eine optimistische Anwendungsrate von 50 Prozent erreichten. Zusammen mit den in das CAPRI-Modell integrierten Technologien ergibt sich ein Minderungspotenzial von insgesamt etwa 9,6 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq im Vergleich zu 2020. Der Umfang der Nutzung dieser Technologien hängt von verschiedenen Faktoren ab, unter anderem von den Anwendungskosten, der zukünftigen technischen Entwicklung, der Anwenderfreundlichkeit und grundsätzlichen Veränderungen von Tierhaltungssystemen. Bei den zusätzlichen Technologien zur Emissionsminderung wird davon ausgegangen, dass die Anwendungsrate im Jahr 2020 bei 0 Prozent liegt. In der Realität werden bestimmte Gülle- und Mistbehandlungstechnologien (beispielsweise Separation mit Weiterbehandlung der flüssigen Fraktion oder Ammoniak-Stripping) zwar bereits in geringem Umfang eingesetzt, ihr Beitrag ist jedoch marginal und liegt mit einem behandelten Anteil von rund 0,7 Prozent der gesamten EU-Wirtschaftsdüngermenge bei unter 1 Prozent Emissionsminderung pro Technologie (Herrero et al. 2015).

Die in CAPRI modellierten und zusätzlich berechneten THG-Minderungstechnologien in der Tierhaltung werden im Folgenden in der Reihenfolge vom höchsten zum niedrigsten Minderungspotenzial beschrieben. Der Anteil der THG-Emissionseinsparungen für jede Technologie wird in Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq und als Prozentsatz der gesamten technologischen THG-Emissionseinsparungen angegeben. Die durchschnittliche THG-Emissionsreduzierung basiert auf Daten aus CAPRI oder aus wissenschaftlicher Literatur.

### Anaerobe Vergärung

- Ziel-Treibhausgase: Kohlendioxid, Methan, Lachgas.
- Beschreibung: Mikroorganismen bauen biologisch zersetzbares Material in Abwesenheit von Sauerstoff ab. Die anaerobe Vergärung kann in landwirtschaftlichen Betrieben zur Erzeugung von Biogas aus tierischen Wirtschaftsdüngern eingesetzt werden. Biogas besteht aus Methan und Kohlendioxid und dient als erneuerbare Energiequelle. Weitere Einzelheiten zu unseren Annahmen zur anaeroben Vergärung sind in Kapitel 4.4 beschrieben.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: 0,62 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 3,0 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (31,0 Prozent).
- Annahmen: Nur Betriebe mit mehr als 200 Großvieheinheiten nutzen die anaerobe Vergärung als wirtschaftlich sinnvolle Option zur Verringerung der THG-Emissionen aus Gülle und Festmist. Es wird angenommen, dass die anaerobe Vergärung für Betriebe mit weniger als 200 Großvieheinheiten nicht profitabel ist.
- Durchschnittliche Emissionsreduzierung: Nicht quantifizierbar aufgrund indirekter Treibhausgaseinsparungen durch den Einsatz erneuerbarer Energien gegenüber fossilen Energieträgern sowie aufgrund der Variabilität von Einflussfaktoren wie der Menge eingesetzter Wirtschaftsdünger und den Ausbringungsverfahren von Gärresten.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

### Güllezusatzstoffe (Ansäuerung)

- Ziel-Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Ansäuerung senkt den pH-Wert der Gülle, unterdrückt die mikrobielle Aktivität und mindert die Emissionen von Methan (CH<sub>4</sub>) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>) aus Schweine- und Rindergülle. Die potenzielle indirekte Treibhausgaswirkung von NH<sub>3</sub> ist in unserer Berechnung nicht berücksichtigt.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 2,4 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (25,5 Prozent).
- Durchschnittliche Emissionsminderungen: 88,4 Prozent CH<sub>4</sub>, 64,5 Prozent NH<sub>3</sub>.
- Quellen: Ambrose et al. (2023), Herrero et al. (2015), Holtkamp et al. (2023).

### Methaninhibitor (3-Nitrooxypropanol, Futtermittelzusatzstoff)

- Ziel-Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Dieser Futtermittelzusatzstoff wirkt als Methanhemmer im Pansen und stört spezifische Enzyme, die an der Methanproduktion durch methanogene Archaeen beteiligt sind. Laut Zulassungsbericht der EFSA (2021) reduziert er die Methanemissionen effektiv, ohne die Produktivität oder Gesundheit der Tiere zu beeinträchtigen.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 1,8 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (19,2 Prozent).
- Durchschnittliche Methanreduzierung: 32,7 Prozent.
- Quelle: Kebreab et al. (2023).

### Güllelagerung/-kühlung

- Ziel-Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Diese Systeme führen anfallende Reststoffe effizient ab, ermöglichen eine rasche Kühlung und gewährleisten eine sichere Lagerung von Rinder- und Schweinegülle, wodurch die Methanbildung (CH<sub>4</sub>) minimiert wird.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 1,1 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (11,4 Prozent).
- Durchschnittliche Methanreduzierung: 55,1 Prozent.
- Quelle: Ambrose et al. (2023), Dalby et al. (2023), Hilhorst et al. (2002), Ibidhi & Calsamiglia (2020), Ngwabie et al. (2016).

### Nitrat (Futtermittelzusatzstoff)

- Ziel-Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Nitrat wirkt als alternative Wasserstoffslenke im Pansen und reduziert die Methanproduktion. Die Nitratfütterung wurde in verschiedenen Mengenanteilen an Milchkühe und Mastrinder verfüttert, wobei die die Gesamtmenge aus Sicherheitsgründen begrenzt wurde.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,351 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (3,7 Prozent).
- Annahmen: Anwendung bei 100 Prozent der Milchkühe sowie bei 50 Prozent der Mastrinder und Remontierungsfärsen. Die Nitrataufnahme ist dabei auf maximal 1,5 Prozent der gesamten Trockensubstanzaufnahme begrenzt.
- Durchschnittliche Methanreduktion: 15,0 Prozent.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

### Leinsamenöl (Futtermittelzusatzstoff)

- Ziel-Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Die Omega-3-Fettsäuren in Leinsamen unterdrücken die Methanbildung im Pansen. Sie werden in Milchviehherden und anderen Rinderkategorien mit kontrollierter Aufnahme verwendet.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,309 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (3,2 Prozent).
- Annahmen: Anwendung bei 100 Prozent der Milchkühe, jedoch nur bei 50 Prozent der übrigen Rinderkategorien, da eine konstante Aufnahme erforderlich ist und diese bei Milchkühen besser kontrolliert werden kann. Die Verfütterung von Leinsaat ist auf maximal 5 Prozent des Gesamtfettgehalts der Trockensubstanzaufnahme begrenzt. Da im CAPRI-Modell ausschließlich Leinsaat als Futtermittelzusatzstoff abgebildet ist und eine gleichzeitige Anwendung von Leinsaat und 3-Nitrooxypropanol in der Praxis als unwahrscheinlich gilt, wurde zur Vermeidung einer Doppelanrechnung angenommen, dass lediglich 50 Prozent der im CAPRI-Modell ausgewiesenen Leinsaatmenge tatsächlich zur Anwendung kommen.
- Durchschnittliche Methanreduktion: 25,0 Prozent.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

### Züchtung auf Futtereffizienz bei Wiederkäuern

- Ziel- Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Genetische Unterschiede in der Futtereffizienz beeinflussen die Methanproduktion. Futtereffizientere Tiere benötigen eine geringere Futteraufnahme, wodurch weniger Fermentationsprozesse im Pansen stattfinden und die Methanemissionen reduziert werden.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,240 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (2,5 Prozent).
- Annahmen: Verringerung des Energiebedarfs von Nicht-Milchvieh-Wiederkäuern um 10 Prozent; Verringerung des Rohproteinbedarfs für alle Wiederkäuer um 5 Prozent.
- Durchschnittliche Methanreduktion: 10,0 Prozent.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

### Nitrifikationshemmer (Dicyandiamid, Güllezusatz)

- Ziel- Treibhausgas: Lachgas.
- Beschreibung: Nitrifikationsinhibitoren verlangsamen die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat, indem sie spezifische Enzyme nitrifizierender Bakterien hemmen. Die dadurch verringerte Nitratbildung trägt zur Minderung der Lachgasemissionen (N<sub>2</sub>O) bei. Sie werden in Schweinegülle, Rindergülle bzw. -harn sowie in der Fütterung von Milchkühen eingesetzt.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,217 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (2,3 Prozent).
- Durchschnittliche Lachgasreduktion: 63,1 Prozent.
- Quellen: Cahalan et al. (2015), Luo et al. (2015), Minet et al. (2016), Simon et al. (2020), Seleiman et al. (2016).

### Antimethanogene Impfung

- Ziel- Treibhausgas: Methan.
- Beschreibung: Methanogene im Pansen produzieren Methan als Nebenprodukt. Der Impfstoff regt das Immunsystem der Tiere zur Bildung von Antikörpern gegen Methanogene an und verringert so die Methanemissionen.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,107 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (1,1 Prozent).
- Annahmen: Auf der Grundlage von Daten aus dem Modell GAINS (GHG and Air Pollution Interactions and Synergies) und Pérez Domínguez et al. (2020) werden die Methanemissionen aus der enterischen Fermentation bei Milchkühen, Nichtmilchkühen und Schafen um 5 Prozent reduziert. Kosten: 10 Euro pro Tier und Jahr.
- Durchschnittliche Methanreduzierung: 5,0 Prozent.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

## Proteinarme Fütterung

- Ziel-Treibhausgas: Lachgas.
- Beschreibung: Eine übermäßige Eiweißzufuhr führt zur Ausscheidung von Stickstoff vor allem in Form von Harnstoff, der zur Bildung von Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>) beitragen kann. Durch die Verringerung der Rohproteinaufnahme, werden die NH<sub>3</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen reduziert.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2020: Keine.
- Gesamteinsparung von THG-Emissionen 2045: 0,004 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq (0,04 Prozent)
- Annahmen: Anwendung bei 100 Prozent der Monogastrier, während 100 Prozent der Stallhaltungszeit von Milchkühen sowie 50 Prozent der Stallhaltungszeit anderer Wiederkäuer.
- Durchschnittliche Emissionsminderung: 20 Prozent NH<sub>3</sub> bei Schweinen und Hühnern, 15 Prozent NH<sub>3</sub> bei Milchkühen und 10 Prozent NH<sub>3</sub> in der Geflügelmast. Die Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen ist nicht angegeben, da sie indirekt durch die Verringerung der NH<sub>3</sub>-Emissionen erfolgt. Geringere NH<sub>3</sub>-Emissionen führen im Allgemeinen zu geringeren N<sub>2</sub>O-Emissionen, da NH<sub>3</sub> ein Vorläufer der N<sub>2</sub>O-Bildung im Boden ist.
- In Abbildung 22 (Studie) ist die proteinarme Fütterung aufgrund der geringen Emissionseinsparung nicht ausgewiesen, sie ist jedoch in alle Rechnungen einbezogen.
- Quellen: CAPRI, Pérez Domínguez et al. (2020).

Die Tabellen A20, A21 und A22 zeigen die Anwendungsraten der von CAPRI modellierten THG-Emissionsminderungstechnologien. Die zusätzlich berechneten THG-Emissionsminderungstechnologien sind in den Tabellen nicht enthalten, da für sie für 2020 eine Annahme von 0 Prozent gilt. Für das Jahr 2045 wurden Adoptionsraten von 50 Prozent angenommen.

## Anwendungsraten in der Rinderhaltung

→ Tabelle A20

Minderungstechnologie	2020 in Prozent	2045 Szenario in Prozent
Züchtung auf Futtereffizienz bei Wiederkäuern	0	21
Antimethanogene Impfung	0	23
Proteinarme Fütterung	0	1
Leinsamenöl (Futtermittelzusatzstoff)	0	17
Nitrat (Futtermittelzusatzstoff)	0	16
Anaerobe Vergärung	4	38

CAPRI

## Anwendungsraten in der Schweinemast und -zucht

→ Tabelle A21

Minderungstechnologie	2020 in Prozent	2045 Szenario in Prozent
Anaerobe Vergärung	7 (Mast)	70 (Mast)
	8 (Zucht)	73 (Zucht)

CAPRI

## Anwendungsraten bei Legehennen und in der Geflügelmast

→ Tabelle A22

Minderungstechnologie	2020 in Prozent	2045 Szenario in Prozent
Proteinarme Fütterung	0	13 (Geflügelmast) 7 (Legehennen)

CAPRI

## 6.4 Jährliche Kosten für den Einsatz von Technologien zur THG-Emissionsminderung

### Kurze Methodenbeschreibung

Die Berechnungen basieren auf Tierbeständen aus CAPRI für das Jahr 2045. Berücksichtigt werden folgende Tierkategorien: Milchkühe, Mutterkühe, Färsen, Bullen, Kälber, Mastschweine, Zuchtsauen, Legehennen und Mastgeflügel.

Die jährlichen Gesamtkosten der Minderungstechnologien von etwa 1 Milliarde Euro ergeben sich aus der Summe der laufenden Kosten und pauschalisierten jährlichen Investitionskosten. Die Kosten der jeweiligen Minderungstechnologie werden zunächst tierartspezifisch berechnet und anschließend aufsummiert.

### Laufende Kosten

Die laufenden Kosten umfassen technologie- und tierartspezifische jährliche Kosten, die durch den Einsatz THG-emissionsmindernder Maßnahmen entstehen. Für den Großteil der Technologien werden die in CAPRI hinterlegten Kostensätze verwendet. Abweichend davon wurden folgende Annahmen getroffen:

- Für den Futterzusatzstoff 3-Nitrooxypropanol werden Kostenannahmen auf Basis von Herstellerangaben verwendet. Es werden Kosten von 90 Euro pro Tier und Jahr für Milchkühe der höchsten Leistungsstufe angesetzt (Bodde 2022). Für die Anwendung auf das restliche CAPRI-Milchviehaggregat wird unterstellt, dass der Bedarf an Futterzusatzstoff – und damit die Kosten – mit der Fütterungsintensität skaliert. Zur Abbildung dieser Skalierung wird die im CAPRI-Modell hinterlegte Kostenstruktur der Leinölfütterung herangezogen, da diese bereits unterschiedliche Einsatzniveaus für Milchkühe, Färsen und weitere Rinder innerhalb des Aggregats reflektiert.
- Die Kosten der Gülleansäuerung basieren auf publizierten Literaturwerten und den in CAPRI ausgewiesenen Güllemengen. Für die Kostenkalkulation werden ein Säurepreis von 0,21 Euro je kg Säure, Mischkosten von 0,17 Euro je m<sup>3</sup> Gülle sowie ein Säureeinsatz von 5,70 kg je m<sup>3</sup> Gülle angesetzt (Ma et al., 2022).
- Nitrifikationsinhibitoren werden mit Kosten von 86 Euro je Tonne Stickstoff im Wirtschaftsdünger angesetzt (Pérez Domínguez et al. 2020).

### Investitionskosten

Investitionskosten fallen bei Maßnahmen zur Reduktion von Methan- und Lachgasemissionen durch eine häufigere Abfuhr und Behandlung von Gülle an. Dies umfasst Güllekanalverkleinerungen, Unterflurschieber sowie Maßnahmen zur Güllekühlung.

Die angenommenen Investitionskosten basieren auf Angaben des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (Christ et al. 2021). Sie werden zunächst pro Schweinemast- bzw. Sauenplatz berechnet. Da keine Daten für andere Tierarten vorliegen, wird angenommen, dass die Investitionskosten pro Einheit Gülle über unterschiedliche Tierarten hinweg näherungsweise gleich sind. Die Umrechnung in jährliche Kosten erfolgt über einen pauschalen Ansatz von 10 Prozent der Investitionskosten, der Abschreibung, kalkulatorische Zinsen sowie Reparatur- und Instandhaltungskosten einschließt.

#### Berücksichtigung von Einnahmen aus der Biogaserzeugung

Es wird angenommen, dass 50 Prozent der Kosten der anaeroben Vergärung durch Einnahmeströme aus der Biogasnutzung gedeckt werden. Entsprechend werden die berechneten Kosten dieser Maßnahmen in der Gesamtkostenrechnung pauschal um 50 Prozent reduziert.

#### Aufschlüsselung

Die Gesamtkosten verteilen sich wie folgt auf die verschiedenen Minderungstechnologien (Tabelle A23).

#### Kostenanteile der Minderungstechnologien

→ Tabelle A23

Minderungstechnologie	Kostenanteil in Prozent
Anaerobe Vergärung	36,9
Leinsamenöl (Futtermittelzusatzstoff)	15,4
Methaninhibitor (3-NOP)	14,5
Güllelagerung/-kühlung	14,1
Güllezusatzstoffe (Ansäuerung)	8,1
Nitrat (Futtermittelzusatzstoff)	5,0
Antimethanogene Impfung	2,9
Nitrifikationshemmer (Güllezusatz)	2,4
Züchtung auf Futtereffizienz bei Wiederkäuern	0,4
Proteinarme Fütterung	0,2

Agora Agrar, basierend auf eigenen Berechnungen auf Grundlage von CAPRI, Bodde (2022), Ma et al. (2022), Pérez Domínguez et al. (2020), Christ et al. 2021

## 6.5 Jährliche Kosten für die Steigerung von Tierwohl (Studie, Kapitel 4.4 D)

Nach unseren Berechnungen belaufen sich die jährlichen Kosten für ein gesteigertes Tierwohlniveau bei Milchkühen und Maststrindern, in der Schweinemast, in der Geflügelmast und bei Legehennen auf 2,5 bis 4,7 Milliarden Euro. Zu den wichtigsten Maßnahmen zur Steigerung des Tierwohls gehören die Bereitstellung von mehr Platz, eine bessere Gesundheitsüberwachung, zusätzliches organisches Beschäftigungsmaterial und Zugang zu Außenbereichen. Die berechneten Kosten variieren nach Tierart und basieren auf dem in unserem Szenario für 2045 modellierten Nutztierbestand in Deutschland.

---

Die durchschnittlichen Produktionskosten steigen aufgrund von Tierwohlmaßnahmen um 17,8 Prozent. Die Kosten sind für jede Tierart in absteigender Reihenfolge aufgeführt. Tabelle A24 zeigt die Kosten eines höheren Tierwohls für Deutschland auf der Grundlage der aus CAPRI stammenden Produktionsmengen für 2045 und durchschnittlicher Preisdaten für die Jahre 2021 bis 2024 (European Commission 2025).

### Milchkühe

- Geringster Kostenanstieg: 8,3 Prozent.
- Beschreibung (Mindestverbesserung): Bereitstellung ausreichender Bewegungs- und Spielflächen in der Gruppenhaltung, entweder in Buchten mit Liegeboxen oder in offenen Laufstallsystemen, Nutzung von Liegeboxenställen oder kombinierter Aufzucht mit Weidegang, Sicherstellung einer wirksamen Schmerzausschaltung bei Enthornungsmaßnahmen, Bereitstellung komfortfördernder Stalleinrichtung sowie eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Maximaler Kostenanstieg: 19,3 Prozent.
- Beschreibung (maximale Verbesserung): Bereitstellung vergrößerter Bewegungs- und Spielflächen je Tier in der Gruppenhaltung oder von erweiterten Weideflächen, Bereitstellung ganzjährig nutzbarer Ausläufe, Sicherstellung einer wirksamen Schmerzausschaltung bei Enthornungsmaßnahmen, Bereitstellung komfortfördernder Stalleinrichtung sowie eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Durchschnittlicher Kostenanstieg: 13,8 Prozent.
- Quellen: Deblitz et al. (2021) Fuchs et al. (2021) Holzner (2022) Ippenberger & Hofmann (2022) Jürgens & Becker (2021) Ketelsen et al. (2017) Tergast (2023) Thiele & Thiele (2020).

### Mastrinder

- Geringster Kostenanstieg: 6,0 Prozent.
- Beschreibung (Mindestverbesserung): Bereitstellung ausreichender Liegeboxenflächen in Abhängigkeit von Gewichtsklassen, Haltung in Laufstallsystemen oder kombinierte Aufzucht mit Weidegang, Sicherstellung einer wirksamen Schmerzausschaltung bei Enthornungsmaßnahmen sowie eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein strenges Gesundheitsmonitoring.
- Maximaler Kostenanstieg: 14,0 Prozent.
- Beschreibung (maximale Verbesserung): Mehr Platz im Laufstall oder Zugang zu Weideland, ganzjährig nutzbare Auslaufflächen, Sicherstellung einer wirksamen Schmerzausschaltung bei Enthornungsmaßnahmen sowie eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein strenges Gesundheitsmonitoring
- Durchschnittliche Kostensteigerung: 10,0 Prozent.
- Quelle: Deblitz et al. (2021).

## Mastschweine

- Geringster Kostenanstieg: 21,7 Prozent.
- Beschreibung (Mindestverbesserung): Bereitstellung von mindestens 10 Prozent mehr Platz als aktuell gesetzlich vorgeschrieben, Bereitstellung von organischen und rohfaserreichen Futtermitteln sowie eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Maximaler Kostenanstieg: 36,1 Prozent.
- Beschreibung (maximale Verbesserung): Bereitstellung von mindestens 40 Prozent mehr Platz als aktuell gesetzlich vorgeschrieben, Bereitstellung von Ställen mit Außenklimareizen, Bereitstellung von zusätzlichem organischem Einstreumaterial und eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Durchschnittlicher Kostenanstieg: 28,9 Prozent.
- Quellen: Achilles & Fritzsche (2013), Kirner & Stürmer (2023), Küest (2014), Majewski et al. (2012), Spoolder et al. (2011), WBAE (2015).

## Masthähnchen

- Geringster Kostenanstieg: 15,8 Prozent.
- Beschreibung (Mindestverbesserung): maximale Besatzdichte von 35 kg/m<sup>2</sup>, käfigfreie Haltung und Bereitstellung von organischem Beschäftigungsmaterial, Einsatz robuster Zuchtlinien und eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Maximaler Kostenanstieg: 25,7 Prozent.
- Beschreibung (maximale Verbesserung): maximale Besatzdichte von 25 kg/m<sup>2</sup> oder 29 kg/m<sup>2</sup> mit Zugang zu Bereichen mit Außenklimareizen, Bereitstellung von organischem Beschäftigungsmaterial, Einsatz langsam wachsender Rassen und eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Durchschnittlicher Kostenanstieg: 20,7 Prozent.
- Quellen: Ellen & Leenstra (2012), Gocsik et al. (2016), Spoolder et al. (2011), Vissers et al. (2019), WBAE (2015).

## Legehennen

- Geringster Kostenanstieg: 7,5 Prozent.
- Beschreibung (Mindestverbesserung): maximale Besatzdichte von 28 kg/m<sup>2</sup>, käfigfreie Haltung und Bereitstellung von organischem Beschäftigungsmaterial, Einsatz robuster Zuchtlinien und eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Maximaler Kostenanstieg: 23,7 Prozent.
- Beschreibung (maximale Verbesserung): maximale Besatzdichte von 25 kg/m<sup>2</sup> oder 29 kg/m<sup>2</sup> mit Zugang zu Bereichen mit Außenklimareizen, Bereitstellung von organischem Beschäftigungsmaterial, Einsatz robuster Rassen und eine qualitätsgesicherte Fütterung und ein systematisches Gesundheitsmonitoring.
- Durchschnittlicher Kostenanstieg: 15,6 Prozent.
- Quellen: Majewski et al. (2012), Vissers et al. (2019), WBAE (2015).

Gesamtkostensteigerung für Tierwohlmaßnahmen in Deutschland  
auf der Grundlage des Szenarios 2045

→ Tabelle A24

Tierisches Erzeugnis	Jährliche Produktion im Jahr 2045 (1.000 Tonnen)	Durchschnitts- preis 2021 bis 2025 (Euro je Tonne)	Produktionswert 2045 zu Durchschnittspre- isen 2021 bis 2025 (Mrd. Euro)	Minimale zusätzliche Kosten für erhöhtes Tierwohl (Mrd. Euro)	Maximale zusätzliche Kosten für erhöhtes Tierwohl (Mrd. Euro)
Rohmilch	21.818	451	9,84	0,82	1,90
Schweinefleisch	2.327	1.921	4,47	0,97	1,29
Geflügelfleisch	1.632	1.477	2,41	0,38	0,62
Rindfleisch/ Kalbfleisch	981	4.889	4,80	0,29	0,67
Eier	623	2.042	1,27	0,10	0,30
Insgesamt	27.381		22,79	2,56	4,78

Eigene Berechnung

---

## 7 Ackerbau

---

### 7.1 Technologien zur Treibhausgasemissionen im Ackerbau in CAPRI

Technologien zur Emissionsminderung können dazu beitragen, die Treibhausgasemissionen aus dem Ackerbau zu verringern. Wir schätzen ihr Minderungspotenzial auf etwa 1,8 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente (Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq) bis 2045.

#### Kurze Beschreibung der Methode

CAPRI beinhaltet einen Katalog von THG-Minderungstechnologien, die aktiviert werden können. Für einen vollständigen Überblick über diese Technologien siehe Pérez Domínguez et al. (2020). Wir berücksichtigen die Einführung der folgenden Technologien zur Minderung der Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden:

- Nitrifikationshemmer ("Nitrification inhibitors")
- Optimaler Düngezeitpunkt ("Better timing of fertilisation")
- Präzisionslandwirtschaft ("Precision farming")
- Teilflächenspezifische Düngemittelausbringung ("Variable rate technology").

Wir deaktivieren in CAPRI die folgenden Minderungsoptionen:

- Winterzwischenfrüchte ("Winter cover crops")
- Erhöhter Leguminosenanteil im Dauergrünland ("Increasing legume share on temporary grassland").

Wir deaktivieren diese Optionen in CAPRI, weil wir die zugrunde liegenden Annahmen über die maßnahmenspezifischen Klimaauswirkungen infrage stellen. Wir sind skeptisch, ob unter den Bedingungen des Klimawandels die durchschnittlichen Bodenkohlenstoffgehalte in bewirtschafteten Acker- und Dauergrünlandböden gesteigert werden können.

Neben den Technologien zur Treibhausgasemissionen im Ackerbau umfasst der CAPRI-Katalog auch Verfahren zur emissionsarmen Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Diese Technologien dienen in erster Linie dazu, Ammoniakemissionen zu vermeiden, indem sie die Oberflächenexposition von Wirtschaftsdüngern verringern. Die emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern kann sich jedoch auch auf die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden auswirken (Klimont & Brink 2004).

#### Daten

#### CAPRI

#### Berechnung

In CAPRI werden Technologieoptionen zur Minderung von Treibhausgasemissionen gezogen, wenn der betriebswirtschaftliche Nutzen die Kosten übersteigt. Durch die Festsetzung eines CO<sub>2</sub>-preises für Treibhausgasemissionen in Höhe von 200 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub>-Äq schaffen wir Anreize für die Einführung von Technologien.

Die folgenden Annahmen sind entscheidend für die Bewertung technologischer Minderungspotenziale im Ackerbau: 1) die Emissionsfaktoren der Technologie; 2) die betriebswirtschaftlichen Kosten und Nutzen; 3) die aktuelle und maximale Verbreitung dieser Technologie (Pérez Domínguez et al. 2020). Wir haben diese Annahmen in CAPRI unverändert gelassen.

Für weitere Informationen zur Modellierung von Minderungsmaßnahmen in CAPRI siehe Witzke et al. (2014).

## Ergebnisse

Beitrag der technologischen Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen im Ackerbau in den Jahren 2020 und 2045 → Tabelle A25

Minderungstechnologie	Vermiedene Emissionen 2020 in Mio. t CO <sub>2</sub> -Äq	Vermiedene Emissionen 2045 in Mio. t CO <sub>2</sub> -Äq
Nitrifikationsinhibitoren	0	1,25
Optimaler Düngezeitpunkt	0	0,29
Präzisionslandwirtschaft	0	0,22
Teilflächenspezifische Düngung	0	

CAPRI

Verbreitung von Technologien zur Treibhausgasreduzierung im Ackerbau in den Jahren 2020 und 2045 → Tabelle A26

Minderungstechnologie	Verbreitung der Technologie im Jahr 2020 in Prozent	Verbreitung der Technologie im Jahr 2045 in Prozent
Nitrifikationsinhibitoren	0	58
Optimaler Düngezeitpunkt	0	18
Precision farming	0	5
Teilflächenspezifische Düngung	0	0

CAPRI

## 7.2 Kleine Bewirtschaftungseinheiten und vielfältige Fruchtfolgen in CAPRI

Veränderungen der Größe landwirtschaftlicher Bewirtschaftungseinheiten werden in CAPRI nicht modelliert.

Mindestanforderungen an die Fruchtfolgegestaltung wurden in CAPRI definiert, indem maximale Kulturflächenanteile auf NUTS-2-Ebene festgelegt wurden. Mindestanforderungen an die Fruchtfolgegestaltung auf Betriebs- oder Schlagebene können in CAPRI nicht umgesetzt werden. Tabelle A27 zeigt die maximalen Flächenanteile der Kulturen, die in CAPRI als Inputbeschränkungen verwendet werden.

Die Werte für die maximalen Kulturflächenanteile stammen aus Jeangros & Courvoisier (2019), Kolbe (2008), Diepenbrock et al. (2016) und Land24 GmbH (2024).

## Maximale Anteile der Kulturpflanzenarten pro NUTS-2-Region im Szenario 2045

→ Tabelle A27

Kulturartengruppe	Kulturart	Maximaler Flächenanteil in Prozent
Getreide	Weichweizen	33
	Hartweizen	50
	Roggen („Rye and meslin“)	50
	Gerste	40
	Hafer	25
	Reis	33
	Mais	50
	Anderes Getreide	50
Ölsaaten	Raps	25
	Sonnenblume	25
	Soja	25
Andere einjährige Kulturen	Hülsenfrüchte	25
	Kartoffeln	25
	Zuckerrüben	25
	Hanf	25
	Anderer Industriepflanzen („Other industrial crops“)	50
Gemüse	Tomaten	25
	Anderes Gemüse	50
Andere	Anderer Marktfrüchte („Other marketable crops“)	50
Ackerfutterproduktion	Silomais	40
	Futtermüben	25
	Ackergras („Other fodder on arable land“)	50

Jeangros &amp; Courvoisier (2019), Kolbe (2008), Diepenbrock et al. (2016) und Land24 GmbH (2024).

### 7.3 Produktionsseitige Annahmen zu Hülsenfrüchten, Obst und Gemüse in CAPRI

Für Soja, andere Hülsenfrüchte und verschiedene Obst- und Gemüsekulturen werden die Auswirkungen von Investitionen in die Entwicklung von Wertschöpfungsketten modelliert, indem Angebotsfunktionen verschoben werden.

Für die folgenden Kulturen verschieben wir die Angebotsfunktionen, so dass bei gegebenem Preis eine erhöhte Angebotsmenge erzeugt wird:

- Hülsenfrüchte („Pulses“): +100 Prozent,
- Soja: +100 Prozent,
- Äpfel, Birne und Pfirsiche: +150 Prozent,

- 
- Sonstiges Obst („Other fruit“): +40 Prozent,
  - Gemüse außer Tomaten („Other vegetables“): +20 Prozent.

Zusätzlich zur Verschiebung der Angebotsfunktionen gehen wir von einer Ertragssteigerung bei Soja und anderen Hülsenfrüchten um 10 Prozent bei konstantem Input aufgrund von Fortschritten in der Züchtung und in den Anbauverfahren aus. Darüber hinaus gehende Annahmen zu zukünftigen Ertragsentwicklungen landwirtschaftlicher Kulturen sind bereits im CAPRI-Modell enthalten; diese Annahmen haben wir unverändert gelassen.

## 7.4 Verringerung der Stickstoffbilanzüberschüsse in CAPRI (Kapitel 4.5 A)

In unserem Szenario für das Jahr 2045 sinkt der Gesamt-Stickstoffbilanzüberschuss in der deutschen Landwirtschaft um 51 Prozent gegenüber dem Jahr 2020. In CAPRI trägt die Brutto-Stickstoffbilanz die Bezeichnung „Gross Nitrogen Budget“, abgekürzt GNB.

### Kurze Beschreibung der Methode

In CAPRI werden die GNB-Überschüsse in der deutschen Landwirtschaft nach dem methodischen Ansatz von Barreiro-Hurle et al. (2021) reduziert. Wir nehmen dabei aber einige methodischen Anpassungen vor.

Barreiro-Hurle et al. (2021) verfolgen einen zweistufigen Ansatz:

- Für jede NUTS-2-Region wird eine Stickstoffnutzungseffizienz von 75 Prozent angestrebt.
- Die regionalen GNB-Überschüsse der NUTS-2-Regionen werden durch die Festlegung progressiver Reduktionsziele verringert.

Wir weichen von diesem Ansatz an zwei Stellen ab:

- Wir geben keinen pauschalen Zielwert für die regionale Stickstoffnutzungseffizienz vor,
- Wir setzen keine Reduktionsziele für regionale GNB-Überschüsse unter 25 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

### Daten

Die Grundlage für die Berechnung bilden die in CAPRI berechneten GNBs. CAPRI bezieht die Eingangsdaten von:

- FAO-Statistiken über den Einsatz leichtlöslicher, mineralischer Stickstoffdünger auf der Ebene der EU-Mitgliedstaaten,
- Expertenbefragungen zu den durchschnittlichen kulturspezifischen Ausbringungsmengen von leichtlöslichen, mineralischen Stickstoffdüngern pro Hektar, bereitgestellt von der International Fertilizer Industry Association
- dem co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (EMEP) in Bezug auf die atmosphärische Stickstoffdeposition<sup>13</sup>
- Alle anderen Aspekte der Stickstoffbilanzen werden entweder in CAPRI oder verwandten Modellen wie GAINS und MITERRA-EUROPE modelliert. Für weitere Einzelheiten siehe Leip et al. (2011).

---

13 <https://www.emep.int/>, Zugriff am 29.01.2026.

Die von CAPRI ausgegebenen Stickstoffbilanzen weichen von den Officialstatistiken der EU und der EU-Mitgliedsstaaten ab. Einen Vergleich liefern zum Beispiel Özbek et al. (2015).

## Berechnung

Je nach regionalem GNB-Überschuss im Jahr 2020 auf Ebene der NUTS-2-Regionen werden progressive Reduktionsfaktoren angewandt (Tabelle A28). Daraus ergibt sich ein maximaler GNB-Überschuss auf der NUTS-2-Ebene von 81,25 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Progressive Kürzungsfaktoren für regionale GNB-Überschüsse im Szenario 2045 → Tabelle A28

Tranche (kg N/ha/a)	Prozentuale Veränderung in dieser Tranche in Prozent	Maximale absolute Reduktion in dieser Tranche (kg/ha/a)
<25	0	0,00
25–50	25	6,25
50–100	50	25,00
100–150	75	37,50
>150	100	Unbegrenzt

Eigene Berechnung, auf der Basis von Barreiro-Hurle et al. (2021)

## Ergebnisse

1. Der Gesamt-Stickstoffbilanzüberschuss in der deutschen Landwirtschaft geht im Szenario 2045 gegenüber 2020 um 51 Prozent zurück.
2. Der regionale Höchstwert (NUTS-2-Ebene) des Rückgangs liegt bei 72 Prozent, der niedrigste Wert bei 33 Prozent.
3. Der Gesamt-Stickstoffeinsatz in der deutschen Landwirtschaft geht um 36 Prozent zurück.
4. Der Gesamt-Stickstoffeinsatz von leichtlöslichen mineralischen Stickstoffdüngern geht um 46 Prozent zurück.
5. Der Gesamt-Stickstoffeinsatz aus Wirtschaftsdüngern geht um 48 Prozent zurück.
6. Die biotische Stickstoff-Fixierung nimmt um 5 Prozent zu.
7. Im deutschen Durchschnitt beträgt die Verringerung des Gesamt-Stickstoffeinsatzes 19 Prozent auf produktivem Ackerland, 16 Prozent im Gemüsebau und 7 Prozent im Obstbau.
8. Auf Grünland geht der Einsatz von Wirtschaftsdüngern und mineralischem Stickstoff um 51 Prozent zurück, was aber teilweise durch eine erhöhte Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen bzw. deren Symbionten kompensiert wird. Der Gesamt-Stickstoffeinsatz auf Grünland geht um 31 Prozent zurück.

## 7.5 Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in CAPRI (Studie, Kapitel 4.5 B)

### Kurze Beschreibung der Methode

Unser Ziel ist es, das Risiko des Pflanzenschutzmitteleinsatzes (PSM) im Jahr 2045 gegenüber dem Jahr 2020 um 50 Prozent zu reduzieren. Das human- und ökotoxikologische Risiko des PSM-Einsatzes wird in CAPRI aber nicht abgebildet, sondern lediglich die ausgebrachte Menge von PSM. Vor diesem Hintergrund wird in CAPRI als Hilfsannahme die PSM-Menge reduziert.

Wir gehen davon aus, dass eine 15-prozentige Mengenreduzierung ohne Auswirkungen auf die Erträge erreicht werden kann. Daher wird das Mindestreduktionsziel in CAPRI für jede NUTS-2-Region auf 35 Prozent festgelegt. In der unten angegebenen Gesamtreduktion sind die 15 Prozent ertragsneutrale Reduktion enthalten.

Das Gesamtreduktionsziel ist in jeder NUTS-2-Region verbindlich. Es gilt für die Gesamtmenge der eingesetzten PSM. Das Modell ermöglicht eine kosteneffiziente Aufteilung dieser Verringerung auf die verschiedenen Kulturarten und PSM-Kategorien.

CAPRI unterscheidet zwischen fünf aggregierten PSM-Kategorien:

- Fungizide und Bakterizide,
- Herbizide,
- Insektizide und Akarizide,
- Wachstumsregulatoren,
- Sonstige Pestizide.

### Daten

Die Daten stammen von CAPRI. Das Modell aggregiert PSM-Daten von Eurostat.

### Berechnung

CAPRI berechnet die Schadensvermeidungsfunktionen der PSM-Anwendung auf die Erträge für alle Kombinationen von Kulturarten, PSM-Kategorien und NUTS-2-Regionen. Für eine detaillierte Beschreibung siehe Witzke et al. (2021).

### Ergebnisse

Die Reduktion des PSM-Einsatzes in unserem Szenario 2045 beträgt insgesamt 55 Prozent. Die PSM-Reduktion pro Hektar beträgt 55 Prozent auf Grünland, 48 Prozent auf Ackerland, 29 Prozent im Gemüsebau und 28 Prozent im Obstbau. Die Zunahme halbnatürlicher Landschaftselemente reduziert die Fläche, auf der PSM eingesetzt werden. Daher ist die PSM-Reduktion pro Hektar behandelter Fläche geringer als die Gesamtreduktion.

Relative Reduktion der Ausbringungsmengen von Pflanzenschutzmitteln pro Hektar, wie in CAPRI modelliert.

→ Tabelle A29

Kultur	Relative Reduktion der Ausbringungsmenge pro ha in Prozent
<b>Getreide insgesamt („Cereals“)</b>	<b>-32</b>
Weichweizen	-30
Hartweizen	-28
Roggen und Gemenge („Rye and Meslin“)	-32
Gerste	-32
Hafer	-33
Körnermais	-22
Anderes Getreide („Other cereals“)	-28
<b>Ölfrüchte insgesamt („Oilseeds“)</b>	<b>-22</b>
Raps	-21
Sonnenblumen	-26
Soja	-22
<b>Anderes Kulturen insgesamt („Other arable crops“)</b>	<b>-32</b>
Hülsenfrüchte	-21
Kartoffeln	-13
Zuckerrüben	-29
Hanf („Flax and hemp“)	-22
Anderes Ackerfrüchte für industrielle Verwendung („Other industrial crops“)	-12
Anderes Ackerfrüchte („Other crops“)	-30
<b>Gemüse und Dauerkulturen insgesamt („Vegetables and Permanent crops“)</b>	<b>-24</b>
Tomaten	7
Anderes Gemüse	-14
Äpfel, Birnen und Pfirsiche	-20
Anderes Obst	-22
Wein	-30
Nüsse („Nurseries“)	-24
Blumen	-24
<b>Futter von Ackerflächen, insgesamt („Fodder activities“)</b>	<b>-53</b>
Silomais	-28
Ackerfutter („Fodder other on arable land“)	-40
Extensives Grünland („Gras and grazings extensive“)	-24
Intensives Grünland („Gras and grazings intensive“)	-27

CAPRI. Die angenommene ertragsneutrale PSM-Reduktion von 15 Prozent ist in dieser Tabelle nicht enthalten.

---

## 7.6 Flächenbedarf für halbnatürliche Landschaftselemente auf Agrarlandschaftsebene (Studie, Kapitel 4.5 D)

Wir berechnen für unser Szenario den Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, der benötigt wird, um im Jahr 2045 in allen Agrarlandschaften Deutschlands einen mindestens 20-prozentigen Flächenanteil halbnatürlicher Landschaftselemente (HLE) bereitzustellen. Die bereits bestehenden Landschaftselemente werden bei dieser Berechnung berücksichtigt. Ziel ist es, den Flächenbedarf für HLE regional differenziert zu ermitteln.

Nach unseren Berechnungen müssen 3,7 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland für HLE zur Verfügung gestellt werden, um einen 20-prozentigen Flächenanteil von HLE in allen Agrarlandschaften im Szenario 2045 zu erreichen. Auf der NUTS-2-Ebene liegt der Flächenbedarf für HLE zwischen 0,1 Prozent und 8,7 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

### Kurze Beschreibung der Methode

Wir berechnen näherungsweise den regionalen Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, der für halbnatürliche Landschaftselemente genutzt werden muss, damit alle Agrarlandschaften in Deutschland mindestens 20 Prozent HLE aufweisen.

Die Berechnung der Flächenbedarfe für HLE entspricht der Vorgehensweise in Agora Agriculture (2024). Da in dieser Studie für die Berechnung der Flächenbedarfe eine EU-weit einheitliche Datengrundlage genutzt werden musste, wurde das Corine Land Cover 2018 genutzt.

Die Berechnungsmethode zur Ableitung regionaler Flächenbedarfe für HLE auf EU-Ebene wird ausführlich im Anhang von Agora Agriculture (2024) beschrieben. Die CLC-Klassifikation landwirtschaftlicher Landnutzungstypen in Deutschland unterscheidet sich aufgrund kleinerer Mindestkartiereinheiten von anderen EU-Mitgliedstaaten. An dieser Stelle wird deshalb nur die Berechnung der regionalen Flächenbedarfe in Deutschland beschrieben.

### Daten

Wir verwenden den Datensatz LBM-DE 2018 mit einer Mindestkartierungseinheit von 1 Hektar<sup>14</sup>.

Auf der Grundlage des Datensatzes von d'Andrimont et al. (2021) werden Gehölzstrukturen auf landwirtschaftlichen Flächen identifiziert.

Die administrativen Grenzen der NUTS-2- und NUTS-3-Regionen stammen aus dem GISCO-Datensatz für statistische Einheiten von Eurostat (Bezugsjahr 2021)<sup>15</sup>.

---

14 <https://mis.bkg.bund.de/trefferanzeige?docuuid=BBB47E1F-4E6C-4969-844A-14CAF097FD1F&q=corine+land+cover&start=20&currentSelectorPage=1&f=>; aufgerufen am 07.01.2026.

15 <https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/statistical-units/territorial-units-statistics>; aufgerufen am 07.01.2026.

## Berechnungen

Alle Berechnungen werden zuerst auf NUTS-3-Ebene durchgeführt und dann auf NUTS-2-Ebene aggregiert.

### 1. Abgrenzung der landwirtschaftlich genutzten Fläche, auf der ein 20-prozentiger Flächenanteil HLE erreicht werden soll.

- Berechnungsgrundlage sind alle als landwirtschaftliche Nutzfläche klassifizierten Polygone im CLC 2018 (CLC-Nomenklatur 2XX "agricultural land")<sup>16</sup>.
- Dauergrünlandflächen (CLC 23X) werden von CLC 2XX abgezogen. In unserem Szenario wird die Intensität der Dauergrünlandbewirtschaftung reduziert; Dauergrünland wird daher in unserer Analyse als HLE kategorisiert. Wir betrachten für diese Berechnung alles Dauergrünland als zusammenhängende Landschaften, in denen das Ziel von 20 Prozent HLE bereits erreicht wird.
- Weinberge und Obstplantagen (CLC-Klassen 22X) werden ebenfalls von CLC 2XX abgezogen, aber nicht als HLE kategorisiert. In unserer Analyse treffen wir keine Aussagen über den Flächenbedarf für HLE in diesen Landnutzungskategorien.
- Die Referenzfläche, auf der 20 Prozent HLE erreicht werden sollen, setzt sich also aus den CLC-Klassen 21X ("Arable land") und 24X ("Heterogeneous agricultural areas") zusammen.
- In Agora Agriculture (2024) werden von dieser Referenzfläche die Flächen jener Landnutzungsklassen der CLC-Klasse 24X abgezogen, die definitionsgemäß mindestens 20 Prozent HLE enthalten.
- Deutschland berichtet im Rahmen des EU-weiten CLC im Unterschied zu anderen EU-Staaten keine Flächen der Landnutzungsklassen 24X (BKG 2022). Das Bundesamt für Kartografie und Geodäsie (BKG) klassifiziert Flächeneinheiten auf der Grundlage des Landbedeckungsmodells für Deutschland (DLM-DE) mit einer Mindestkartierungseinheit von 1 Hektar und unterscheidet auf dieser Grundlage lediglich zwischen den CLC-Landnutzungsklassen 21X, 22X und 23X.
- Um dennoch zumindest die Flächenanteile der CLC-Landnutzungsklasse 242 („complex cultivation patterns“) für Deutschland näherungsweise abzubilden, verschneiden wir die CLC 2018 mit einer Mindestkartiereinheit von 25 ha mit dem LBM-DE 2018 mit einer Mindestkartiereinheit von 1 ha.
- Zunächst werden die Polygone des LBM-DE 2018 auf ein 10-Meter-Raster gerastert.
- Rasterzellen mit dem CLC-Code 231 und 321 („natural grasslands“), die innerhalb der im CLC 2018 als 21X klassifizierten Polygone liegen, werden gezählt. Dabei handelt es sich um Dauergrünlandflächen mit einer Fläche < 25 Hektar in ackerbaulich dominierten Agrarlandschaften. Unter der Annahme, dass dieses Restgrünland erhalten bleibt und im Jahr 2045 weniger intensiv bewirtschaftet wird, wird es als HLE eingestuft.
- Jede dieser Rasterzellen (100 Quadratmeter) erfüllt das 20 Prozent HLE-Kriterium für 500 Quadratmeter umliegende Ackerfläche. Entsprechend wird die Fläche der gezählten Rasterzellen mit dem Faktor 4 multipliziert und von der Referenzfläche abgezogen.

### 2. Abzug von Gehölzstrukturen in ackerbaulich geprägten Landschaften.

- Aufgrund der Mindestkartiereinheit von 25 Hektaren werden im CLC 2018 kleinere Gehölzstrukturen in ackerbaulich dominierten Landschaften als landwirtschaftliche Flächen kartiert. Diese Gehölze sind jedoch häufig wertvolle halbnatürliche Lebensräume und müssen deshalb bei der Berechnung des Flächenbedarfs für HLE berücksichtigt werden.
- Zur Identifikation von Gehölzen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verwenden wir Rasterdaten aus d'Andrimont et al. (2021) mit einer Rasterweite von 10 Metern. Gezählt werden Rasterzellen mit dem Wert 300 („woody vegetation“), die innerhalb der CLC-Polygone 21X liegen. Jede Zelle (100 Quadratmeter) erfüllt das 20 Prozent HLE-Kriterium für 500 Quadratmeter umliegende landwirtschaftliche Flächen.

16 Für ausführliche Informationen über die Definition und Abgrenzung von CLC-Klassen siehe: <https://land.copernicus.eu/content/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index.html>; aufgerufen am 07.01.2026.

- 
- Die Fläche der gezählten Rasterzellen wird mit dem Faktor 4 multipliziert und von der Referenzfläche abgezogen.

**3. Berechnung des Anteils der produktiven Ackerfläche, die für die HLE genutzt werden soll.**

- Nach Abzug von Gehölzen und Restgrünland in ackerbaulich geprägten Landschaften ergibt sich die Ackerfläche, auf der das Kriterium eines 20-prozentigen Flächenanteil von HLE noch nicht erfüllt ist.
- Diese Fläche wird mit dem Faktor 0,2 multipliziert, um die Ackerfläche zu berechnen, die im Jahr 2045 für HLE umgenutzt werden soll.
- Das Ergebnis wird in Relation zur Referenzfläche gesetzt (CLC 21X+ CLC242).

**4. Unterscheidung zwischen produktiven und nicht-produktiven HLE.**

- In unserem Szenario setzen wir das Ziel, dass 20 Prozent der Fläche in Agrarlandschaften mit halbnatürlichen Landschaftselementen bedeckt sind. Die Hälfte davon (d.h. 10 Prozent der Fläche) soll unproduktiv genutzt werden.
- Um zu quantifizieren, welcher Anteil der zur Erreichung des 20 Prozent-Ziels erforderlichen Ackerfläche für produktive und unproduktive HLE genutzt werden muss, berechnen wir, wie viele unproduktive HLE bereits vorhanden sind.
- Wir stufen alle bestehenden Feldgehölze als unproduktive HLE und Restgrünland als produktive HLE ein.
- Der Fehlbetrag von 10 Prozent der unproduktiven HLE muss durch zusätzliche unproduktive HLE auf Ackerland erbracht werden; der Rest der für HLE benötigten Fläche kann produktiv genutzt werden.
- Ein Teil der produktiven HLE wird genutzt für biodiversitätsförderliche Photovoltaikanlagen und für linienförmige, schnellwachsende Bäume zur Biomasseproduktion. Details dazu finden sich im Anhang, Kapitel 4.1 bis 4.3.

**5. Abzug von wiedervernässten landwirtschaftlichen Flächen und der CAPRI-Flächenkategorie "FALLOW".**

- Im Szenario 2045 gehen wir davon aus, dass 80 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Moorflächen wiedervernässt werden. Von dieser wiedervernässten Fläche werden 80 Prozent für die Biomasseproduktion genutzt. Die verbleibenden 20 Prozent der wiedervernässten Flächen werden nicht produktiv genutzt oder mit Photovoltaik belegt. Vor diesem Hintergrund betrachten wir wiedervernässte Moore als zusammenhängende Landschaften, in denen das HLE-Kriterium von 20 Prozent erfüllt ist.
- Wiedervernässte, vormals ackerbaulich genutzte Böden werden vom Flächenbedarf für HLE abgezogen.
- Die im CAPRI-Modell berichtete Brachfläche (CAPRI-Flächenkategorie "FALLOW") wird ebenfalls vom Flächenbedarf für HLE abgezogen.

## Ergebnisse

Insgesamt werden bis 2045 3,7 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland für HLE genutzt, wobei die Werte in den NUTS-3-Regionen zwischen 0,1 Prozent und 8,7 Prozent schwanken. Im Durchschnitt der NUTS-2-Regionen werden nur knapp 2 Prozent der Ackerfläche für unproduktive HLE benötigt (Der Wert in der NUTS-2-Region mit dem höchsten Anteil beträgt 4,5 Prozent). Somit können 68 Prozent der zusätzlichen HLE auf Ackerflächen für produktionsintegrierte Maßnahmen genutzt werden.

---

## 7.7 Berechnung der Kosten für die Schaffung und Bewirtschaftung multifunktionaler Agrarlandschaften (Studie, Kapitel 4.1)

### Kurze Zusammenfassung

Wir schätzen die Kosten für die Schaffung und Unterhaltung multifunktionaler, strukturvielfältiger Agrarlandschaften. Die Maßnahmen umfassen die Integration von halbnatürlichen Landschaftselementen (HLE), die Bewirtschaftung kleiner Bewirtschaftungseinheiten, die Einhaltung vielfältiger Fruchtfolgen und die extensive Grünlandbewirtschaftung.

Für alle oben genannten Maßnahmen wird die Kostenspannweite berechnet. Die Kosten für die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen können je nach Standort, Betriebstyp, Produktionssystem und Marktbedingungen variieren. Zur Annäherung an diese Unterschiede verwenden wir das regionale Pachtpreisniveau auf NUTS-2-Ebene.

Unsere Berechnungen ergeben eine Spannweite von 1,5 bis 3,3 Milliarden Euro kumulierte Unterhaltungskosten und Kompensation von Einkommensverlusten. Darüber hinaus schätzen wir die Investitionskosten für die Anlage von Hecken im Zeitraum bis 2045 auf bis zu 15 Milliarden Euro.

### Daten

Alle Kostensätze basieren auf Quellen, die nicht älter als sieben Jahre sind. Wir haben keine Inflationsanpassungen vorgenommen.

#### Halbnatürliche Landschaftselemente

- Der Flächenbedarf für HLE auf Ackerland im Jahr 2045 wurde weiter oben in diesem Anhang berechnet (Anhang, Kapitel 7.6).
- Für die Pachtpreise verwenden wir Daten pro NUTS-2-Region aus der Regionaldatenbank Deutschland (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2024). Die Ackerpachtpreise je NUTS-2-Region ermitteln wir, indem wir die Gesamtpacht (Acker- + Grünland) der Region mit einem Faktor multiplizieren, der das Verhältnis der Pachtpreise für Ackerland zu den Gesamtpachtpreisen im jeweiligen Bundesland abbildet. Für die Ackerpachtpreise pro Bundesland verwenden wir Daten aus Tabelle 41121-0403 der Agrarstrukturerhebung Fachserie 3 Reihe 2.1.6 "Eigentums- und Pachtverhältnisse" (Destatis 2024).
- Für den unteren Wert der Unterhaltungskosten von HLE nehmen wir sowohl für produktive als auch für unproduktiven HLE eine Brache mit einmaligem Mulchen im Jahr an. Die Kosten werden im "Verfahrensrechner Pflanze" des KTBL für eine übliche Maschinenkombination mit 96 Euro pro Hektar und Jahr angegeben.<sup>17</sup> Als Näherungswert für die mit einer Flächenstilllegung verbundenen Einkommensverluste legen wir den durchschnittlichen regionalen Pachtpreis auf NUTS-2-Ebene an.
- Als oberen Wert für die Unterhaltungskosten der produktionsintegrierten HLE verwenden wir die Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahme (AUKM) „BF 2 - Mehrjährige Blüh- und Schutzstreifen mit einmaliger Aussaat (NC 918)“ aus Niedersachsen in Höhe von 910 Euro pro Hektar und Jahr<sup>18</sup>.
- Der obere Wert für die Unterhaltungskosten unproduktiver HLE wird anhand zweier Förderregelungen in Sachsen ermittelt. Für die Ausdünnung und den Schnitt von Hecken alle fünf Jahre wird ein jährlicher Betrag

---

<sup>17</sup> <https://daten.ktbl.de/vrpfplanze/home.action>; abgerufen am 09.01.2026

<sup>18</sup> [https://www.umwelt.niedersachsen.de/download/7368/Merkblaetter\\_und\\_Foerderhoeihen\\_ueber\\_die\\_Agrarumwelt-\\_und\\_Klimamassnahmen\\_ab\\_2023\\_Stand\\_23.08.2024\\_.pdf](https://www.umwelt.niedersachsen.de/download/7368/Merkblaetter_und_Foerderhoeihen_ueber_die_Agrarumwelt-_und_Klimamassnahmen_ab_2023_Stand_23.08.2024_.pdf); abgerufen am 09.01.2026

von 4.895 Euro pro Hektar berechnet<sup>19</sup>. Wir gehen davon aus, dass Hecken alle fünf Jahre ausgelichtet werden und die oberirdische Biomasse alle 20 Jahre geschnitten wird, anstatt sie auszulichten.

- Der untere Wert für die Investitionskosten liegt bei 0 Euro pro Hektar im Fall von Brachflächen. Der obere Wert basiert auf einer Förderregelung in Sachsen, welche einmalig 75 400 Euro pro Hektar für die Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen vorsieht<sup>20</sup>.

#### **Diversifizierung von Fruchtfolgen**

- Der untere Wert pro Hektar ergibt sich aus der deutschen Öko-Regelung ES2 "Anbau vielfältiger Kulturen" mit einem Wert von 60 Euro pro Hektar und Jahr.<sup>21</sup>
- Der obere Wert pro Hektar ergibt sich aus dem bayrischen KULAP-Programm K32 "Vielfältige Fruchtfolge mit blühenden Kulturen" mit einem Wert von 100 Euro pro Hektar und Jahr.<sup>22</sup>
- Die Ackerfläche ist aus unserem Szenario 2045 abgeleitet und umfasst in CAPRI alle Ackerkulturen inklusive Gemüseflächen.

#### **Kleine Bewirtschaftungseinheiten**

- Der untere Wert entspricht der AUKM „Bewirtschaftung kleiner Ackerschläge“ aus NRW für Flächen von 5 Hektar oder weniger. Es beinhaltet Zahlungen von 35 Euro pro Hektar und Jahr.<sup>23</sup>
- Der obere Wert von 60 Euro pro Hektar und Jahr ist Noack et al. (2023) entnommen und bezieht sich auf Schläge mit einer Größe von weniger als 5 Hektar.
- Die Gesamtackerfläche in Deutschland ist aus unserem Szenario 2045 abgeleitet und umfasst in CAPRI alle Ackerkulturen inklusive Gemüseflächen.

#### **Extensivierung von Dauergrünland**

- Der untere Wert ergibt sich aus der deutschen Ökoregelung 4 "Dauergrünland Extensivierung Betrieb" mit 100 Euro pro Hektar und Jahr.<sup>24</sup>
- Der obere Wert ergibt sich aus dem nordrhein-westfälischen Agrarumweltprogramm "Extensive Grünlandnutzung" mit 150 Euro pro Hektar und Jahr. Das Programm wurde mittlerweile eingestellt.
- Wir gehen in unserem Szenario davon aus, dass für die gesamte Grünlandfläche in Deutschland Anspruch auf eine Extensivierungsprämie besteht.

### Berechnung

#### **Halbnatürliche Landschaftselemente**

Die HLE-Fläche wird kategorisiert in unproduktive HLE und produktionsintegrierte HLE (Anhang, Kapitel 7.6). Von der für produktionsintegrierte HLE benötigten Fläche wird die Fläche an linear angeordneten Kurzumtriebsplantagen und Biodiversitäts-Photovoltaik auf Ackerflächen abgezogen. Wir nehmen an, dass diese Systeme wirtschaftlich genutzt werden können und keiner Förderung bedürfen. Es wird angenommen, dass die Photovoltaik gleichmäßig über die HLE-Fläche verteilt ist.

19 [https://www.smekul.sachsen.de/foerderung/download/MB\\_Gehoelzsanierung\\_Hecken\\_01052022.pdf](https://www.smekul.sachsen.de/foerderung/download/MB_Gehoelzsanierung_Hecken_01052022.pdf); abgerufen am 09.01.2026.

20 [https://www.smul-foerderung.sachsen.de/download/Uebersicht\\_Festbeträge\\_F\\_01052022.pdf](https://www.smul-foerderung.sachsen.de/download/Uebersicht_Festbeträge_F_01052022.pdf); abgerufen am 09.01.2025.

21 <https://www.bmlh.de/DE/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-und-foerderung/direktzahlung/oeke-regelungen.html>; abgerufen am 09.01.2026.

22 <https://www.stmelf.bayern.de/foerderung/foerderung-von-agrarumweltmassnahmen-in-bayern/index.html>; abgerufen am 09.01.2026.

23 <https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/laendlicherraum/aum-2023/kleinflaechen.htm>; abgerufen am 09.01.2026.

24 <https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/direktzahlungen/okoregelungen.htm#or4>; abgerufen am 09.01.2026.

Wir berechnen die Kosten für Unterhalt und Anlage von HLE wie folgt:

- Unterer Wert der Kosten für produktive HLE = Einkommensverlust durch Nutzungsverzicht + Unterhaltungskosten = (Fläche HLE pro NUTS-2-Region \* durchschnittlicher Pachtpreis pro NUTS-2-Region) + (Gesamtfläche produktive HLE \* unterer Wert der Unterhaltungskosten für produktive HLE)
- Unterer Wert der Kosten für unproduktive HLE = Einkommensverlust durch Nutzungsverzicht + Unterhaltungskosten = (Fläche HLE pro NUTS-2-Region \* durchschnittlicher Pachtpreis pro NUTS-2-Region) + (Gesamtfläche unproduktive HLE \* unterer Wert der Unterhaltungskosten für unproduktive HLE)
- Oberer Wert der Kosten für produktive HLE = Gesamtfläche produktive HLE \* oberer Wert der Unterhaltungskosten für produktive HLE
- Oberer Wert der Kosten für unproduktive HLE = Gesamtfläche unproduktive HLE \* Oberer Wert der Unterhaltungskosten für unproduktive HLE
- Oberer Wert der Investitionskosten für unproduktive HLE = Gesamtfläche unproduktive HLE \* oberer Wert Investitionskosten für unproduktive HLE

### **Diversifizierung von Fruchtfolgen**

Wir multiplizieren die Ackerfläche pro NUTS-2-Region mit dem unteren bzw. oberen Wert der Kosten pro Hektar. Das Ergebnis wird multipliziert mit dem relativen Pachtniveau auf Ackerland in der jeweiligen NUTS-2-Region im Vergleich zum deutschen Durchschnitt.

### **Kleine Bewirtschaftungseinheiten**

Wir multiplizieren die Ackerfläche pro NUTS-2-Region mit dem unteren bzw. oberen Wert der Kosten pro Hektar. Das Ergebnis wird multipliziert mit dem relativen Pachtniveau auf Ackerland in der jeweiligen NUTS-2-Region im Vergleich zum deutschen Durchschnitt.

### **Extensivierung von Dauergrünland**

Wir multiplizieren die Grünlandfläche pro NUTS-2-Region mit dem unteren bzw. oberen Wert der Kosten pro Hektar. Das Ergebnis wird multipliziert mit dem relativen Pachtniveau auf Grünland in der jeweiligen NUTS-2-Region im Vergleich zum deutschen Durchschnitt.

## **Ergebnisse**

Entstandene Gesamtkosten und Einkommensverluste: 1,5 bis 3,3 Milliarden Euro pro Jahr. Diese teilen sich auf wie folgt:

1. Halbnatürliche Landschaftselemente:
  - a. Anfallende Kosten und Einkommensverluste der produktionsintegrierten HLE: 0,11 bis 0,22 Mrd. Euro pro Jahr,
  - b. Kosten und Einkommensverluste der unproduktiven HLE: 0,09 bis 0,98 Mrd. Euro pro Jahr.
  - c. Investitionskosten für die Schaffung von halbnatürlichen Landschaftselementen: bis zu 15 Mrd. Euro für den Gesamtzeitraum bis 2045.
2. Vielgliedrige Fruchtfolgen
  - a. Anfallende Kosten und Einkommensverluste: 0,52 bis 0,87 Mrd. Euro pro Jahr.
3. Kleinere Bewirtschaftungseinheiten
  - a. Anfallende Kosten und Einkommensverluste: 0,30 bis 0,52 Mrd. Euro pro Jahr.
4. Grünlandextensivierung
  - a. Anfallende Kosten und Einkommensverluste: 0,44 bis 0,66 Mrd. Euro pro Jahr.

---

## 7.8 Marktbilanzen pflanzlicher Produkte (Studie, Abbildungen 25 bis 29)

Die Marktbilanzen veranschaulichen unterschiedliche Produktions- und Verwendungskategorien sowie den Außenhandel für die Jahre 2020 und 2045

### Daten

CAPRI liefert detaillierte Daten auf NUTS-2-Ebene, auf Ebene der EU-Mitgliedstaaten und der EU.

Die Marktbilanz „product balances market model“ in CAPRI enthält die folgenden Elemente:

1. "net production"  
Dies bezieht sich auf die Gesamtproduktion abzüglich der für die Aussaat im nächsten Jahr zurückgestellten Saatgutmenge.
2. "human consumption plus losses"  
Dies ist die Summe aus Lebensmittelverzehr und den Lebensmittelverlusten auf Konsumenten- und Einzelhandelsebene.
3. "Processing" und "Biofuels processing"  
Die Verarbeitungskategorien geben an, welche Produktionsmengen in ein anderes Produkt weiterverarbeitet werden. Diese Mengen werden auch in der Kategorie "Nettoproduktion" der jeweiligen Verarbeitungsprodukte aufgeführt. Beispiele: Ölsaaten werden zu Öl und Kuchen verarbeitet. Getreide und die meisten anderen Getreidesorten werden anteilig als Kraftfutter und für die Produktion von Biokraftstoffen genutzt.
4. "Feed use"  
Die Menge des jeweiligen Produkts, die unverarbeitet direkt an Tiere verfüttert wird.
5. "Imports"
6. "Exports"
7. "Net trade"

Dabei ist Nettohandel = Exporte - Importe.

Die Salden aller Produkte und Produktkategorien folgen der Gleichung:  
Nettoproduktion+ Importe= Konsum einschließlich Verluste+ Futtermittelverwendung+ Exporte+ Verarbeitung+ Biokraftstoffverarbeitung

Zur grafischen Darstellung haben wir die folgenden Kategorien verwendet:

- Produktion = „net production“
- Verzehr = „human consumption plus losses“ abzüglich der Verluste
- Futternutzung = „Feed use“
- Andere = „Processing“, „Biofuels processing“, „Losses on consumption stage“, „Losses on market stage“
- Nettohandel = „net trade“.

Wir fassen einige der CAPRI-Produkte zu Produktgruppen zusammen:

- Getreide: Weizen, Roggen und Gemenge („rye and meslin“), Gerste, Hafer, Körnermais, sonstiges Getreide
- Obst: Äpfel, Birnen und Pfirsiche, Tafeltrauben, Zitrusfrüchte, sonstiges Obst, Tafeloliven,
- Gemüse: Tomaten, sonstiges Gemüse.

## Berechnung

Bei den Bilanzen für Raps, Sonnenblumen und Soja erfolgt die Berechnung der Produktion und der Verarbeitungserzeugnisse wie folgt:

- Die "Nettoerzeugung" ist die Summe der Nettoerzeugung an unverarbeiteten Körnern, Kernen und Bohnen,
- Die "Verarbeitung" ist die Summe der verarbeiteten Mengen an Ölen und Ölkuchen.

In den Marktbilanzen unterscheiden wir zwischen menschlichem Verzehr und Verlusten unter Anwendung der Verlustanteile von CAPRI auf Ebene der Konsumenten („loss share consumption stage“) und des Einzelhandels („loss share markets“).

## 7.9 Inflationsbereinigte Entwicklung des GAP-Budgets je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche in der EU und Deutschland (Studie, Abbildung 39)

Wir ermitteln, wie sich das für die Landwirtschaft zur Verfügung stehende EU-Budget seit dem Jahr 2000 entwickelt hat. Grundlage dafür ist das inflationsbereinigte Budget für die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche in der EU und in Deutschland. Darüber hinaus berechnen wir das mögliche Mindestbudget pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche für die GAP ab 2028 basierend auf dem Vorschlag der EU-Kommission.

Daraus ergibt sich eine Budgetreduktion zwischen dem Jahr 2000 bis 2025 um etwa 40 Prozent, sowohl für die EU als auch für Deutschland. Das vorgeschlagene Mindestbudget für die GAP ab 2028 würde eine Reduktion um etwa 50 Prozent im Vergleich zum Jahr 2000 bedeuten.

## Daten

Für die Berechnung der GAP-Budgets für die gesamte EU und für Deutschland nutzen wir Daten aus zwei Statistiken der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2025b). Für die Jahre 2024 und 2025 sind in dieser Quelle noch keine Daten vorhanden. Grundlage für diese Jahre sind Daten aus dem Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMLEH 2025a). Nationale Kofinanzierung ist nicht berücksichtigt.

Die Daten zur landwirtschaftlichen Nutzfläche für die EU und für Deutschland stammen aus dem Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMLEH 2025a). Für die Inflationsraten der EU nutzen wir die Daten von Eurostat (2025) zum Harmonised Index of Consumer Prices (HICP), für Deutschland die Daten von Statista (2025) zum Verbraucherpreisindex.

Das Mindest-GAP-Budget ab 2028 für die EU entnehmen wir dem Factsheet der EU-Kommission zu den Nationalen und Regionalen Partnerschaftsplänen ihres Vorschlags zum Mehrjährigen Finanzrahmen ab 2028 (Europäische Kommission 2025a). Der deutsche GAP-Mindestanteil ist dem Factsheet der EU-Kommission zur Landwirtschaft in Ihrem Vorschlag zum Mehrjährigen Finanzrahmen ab 2028 entnommen (Europäische Kommission 2025c).

## Berechnung

Zur Ermittlung des Budgets für die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) addieren wir die Budgets der ersten und zweiten Säule in jedem Jahr und jeweils für die EU und Deutschland. Diese Summe teilen wir durch die landwirtschaftliche Nutzfläche im jeweiligen Jahr für die EU und Deutschland. Es ergibt sich das nominale GAP-Budget je Hektar.

Um den Wert dieses Budgets in heutigen (2025er) Preisen zu erhalten, verrechnen wir die Budgets mit einem auf das Jahr 2025 normierten Index, der die Inflationsraten seit dem Jahr 2000 abbildet.

Das ergibt für jedes Jahr das EU-Agrarbudget pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche in Preisen von 2025.

Für die Förderperiode ab 2028 haben wir das für den siebenjährigen Zeitraum des EU-Finanzrahmens für die GAP vorgesehene Mindestbudget auf die sieben Jahre und die landwirtschaftliche Fläche zum aktuellen Stand verteilt. Eine Inflation ist für diese Jahre nicht berücksichtigt, da der EU-Kommissionsentwurf einen Mechanismus zur Anpassung des Budgets an die Inflation ab 2028 vorsieht.

## Ergebnisse

Real hat sich das EU-Agrarbudget pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für die Gesamte EU-Landwirtschaft und auch für die deutsche Landwirtschaft seit dem Jahr 2000 bis 2025 um 40 Prozent reduziert.

Das im Vorschlag der EU-Kommission für die GAP enthaltene Mindestbudget ab 2028 würde real eine Reduzierung um 50 Prozent im Vergleich zum Jahr 2000 bedeuten. Je nach Verhandlungsergebnis zum Mehrjährigen Finanzrahmen der EU ab 2028 und der nationalen Umsetzung der Nationalen Regionalen Partnerschaftsplänen kann indessen das tatsächliche GAP-Budget auch deutlich anders ausfallen.

---

## 8 Landwirtschaftlich genutzte Moore (Studie, Kapitel 4.2, 4.6 und 5.8)

---

### 8.1 Vermeidung von THG-Emissionen und Berechnung des Senkenpotenzials landwirtschaftlich genutzter organischer Böden (Studie, Kapitel 4.6)

Ziel ist die Berechnung der Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden in Deutschland im Jahr 2045 im Vergleich zu 2020. Die Grundlage hierfür ist ein Wiedervernässungsszenario, bei dem 80 Prozent der heute landwirtschaftlich genutzten Moorböden in Deutschland vollständig wiedervernässt werden, während die verbleibenden 20 Prozent bis 2045 als flach entwässertes Grünland genutzt werden.

Für das Jahr 2020 berechnen wir die Treibhausgasemissionen von 1,4 Millionen Hektar landwirtschaftlich genutzter entwässerter Moore auf 48 Millionen Tonnen Kohlendioxidäquivalent (Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq). Durch die Wiedervernässung von 80 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Moore bis 2045 werden diese Emissionen voraussichtlich auf 17 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq sinken. Die Gesamtreduktion der Emissionen wird auf 31 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq geschätzt, was einem Rückgang von 65 Prozent gegenüber 2020 entspricht. Diese Verringerung umfasst etwa 10 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq von ehemaligen Ackerflächen auf organischen Böden und etwa 21 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq von ehemaligem Grünland auf organischen Böden.

Diese Ergebnisse werden auch verwendet, um den Anteil der THG-Emissionen aus Moorböden an den gesamten THG-Emissionen aus der Landwirtschaft und den landwirtschaftlich genutzten Moorböden zu ermitteln (Studie, Kapitel 4.6, Abbildung 30).

#### Kurze Beschreibung der Methode

Um das THG-Minderungspotenzial der Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden zu quantifizieren, berechnen wir zunächst die gesamten THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Moorböden in Deutschland für das Jahr 2020. Dazu wird die Fläche der landwirtschaftlich genutzten Moore in Deutschland zusammen mit den entsprechenden THG-Emissionen pro Hektar und pro Jahr (Emissionsfaktor, EF) für Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>), Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) und in CO<sub>2</sub>-Äq berechnet.

Für 2045 wenden wir die gleiche Methode an, um die verbleibenden THG-Emissionen zu schätzen:

- Für die 80 Prozent wiedervernässenen landwirtschaftlich genutzten Moorböden,
- Für die 20 Prozent verbleibenden entwässerten Flächen unter der Annahme, dass sie als flach entwässertes Grünland genutzt werden.

In unserem Szenario gehen wir davon aus, dass im Jahr 2045 alle Ackerflächen auf organischen Böden wiedervernässt beziehungsweise zu flach entwässertem Grünland umgewandelt wurden.

#### Daten und Berechnungen

##### Fläche der landwirtschaftlich genutzten Moorböden in Deutschland

Für die Flächendaten der landwirtschaftlich genutzten Moorböden in Deutschland nutzen wir die aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland (Wittnebel et al. 2023).

### THG-Emissionen aus entwässerten und wiedervernässten Moorböden

Für die Berechnung der THG-Emissionen aus entwässerten Mooren verwenden wir die implizierten Emissionsfaktoren aus dem nationalen THG-Inventarbericht (NIR) Deutschlands 2024, für wiedervernässte Flächen werden die Emissionsfaktoren aus dem IPCC Wetlands Supplement verwendet. Auch die Zuordnung zur Landnutzungskategorie Ackerland oder Grünland erfolgte gemäß der Methodik des Nationalen Inventarberichts. Um die Emissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalente umzurechnen, wird für jede Landnutzungskategorie ein kombinierter Emissionsfaktor berechnet. Dafür werden die Emissionsfaktoren für die einzelnen Gase mit dem Global Warming Potential aus dem Fifth Assessment Report multipliziert und addiert.

### Senkenleistung

Neben der Vermeidung von THG-Emissionen durch Wiedervernässung, resultiert die potenzielle Senkenleistung im Wesentlichen aus der Kohlenstoffeinbindung in der unterirdischen Biomasse, insbesondere in den Wurzeln der Paludikulturen, in den Jahren nach der Wiedervernässung (BioNET 2025, Mrotzek et al., 2020). Zur Berechnung des Senkenpotenzials organischer Böden als Beitrag zu den negativen Emissionen der Landnutzung in Deutschland im Jahr 2045 (Studie, Kapitel 4.1; Studie, Abbildung 9) wird auf Grundlage der Annahme einer schrittweisen Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen ein Flächenpotenzial von rund 0,4 Millionen Hektar für den Anbau von Paludikulturen ausgewiesen (Anhang, Kapitel 8.2). Wir nehmen für diese Flächen ein durchschnittliches CO<sub>2</sub>-Entnahmepotenzial von 3,8 Tonnen CO<sub>2</sub> pro Hektar und Jahr an, gemittelt über einen Zeitraum von 20 Jahren (BioNET 2025), woraus im Jahr 2045 eine Kohlenstoffentnahme von etwa 1,6 Millionen Tonnen resultiert.

## 8.2 Flächenanteil für die Bereitstellung von Paludikultur-Biomasse (Studie, Kapitel 4.2)

Ziel ist die Abschätzung der für die Bioökonomie zur Verfügung stehenden Paludikultur-Biomasse im Jahr 2045.

Für die Erhöhung des Angebots nachhaltig erzeugter Biomasse in unserem Szenario (Studie, Kapitel 4.2) spielt Paludikultur, die auf wiedervernässten Moorböden angebaut wird, eine zentrale Rolle. Die Nutzung von Biomasse aus Paludikultur (zum Beispiel Schilf, Rohrkolben oder Seggen) als Rohstoff für biobasierte Produkte kann zusätzliche Einkommensquellen für landwirtschaftliche Betriebe erschließen und damit ökonomische Anreize für die Umstellung von entwässerten auf nasse Moorbewirtschaftung schaffen. Durch die Wiedervernässung werden Treibhausgasemissionen aus Moorböden deutlich reduziert. Gleichzeitig verbleibt der Kohlenstoff langfristig im natürlichen System der Moorböden, wodurch eine Stabilisierung und langfristig auch eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicher erreicht werden kann (BioNET, 2025).

### Kurze Beschreibung der Methode

Die Fläche der landwirtschaftlich genutzten Moorböden in Deutschland (Anhang, Kapitel 8.1) (Wittnebel et al. 2023) kann nach der Aufteilung in Hochmoorböden, Niedermoorböden oder Moorfolgeböden aber auch in Bezug auf Merkmale wie die mineralische Überdeckung, Torfmächtigkeit oder Tiefumbruch kategorisiert werden.

Diese Eigenschaften dienen als Grundlage um potenzielle Flächeneignungen für den Anbau von Paludikultur und damit die potenziell verfügbare Biomasse für das Jahr 2045 abzuschätzen.

Paludikultur-Pflanzen können zu unterschiedlichen Produkten weiterverarbeitet werden (Studie, Kapitel 4.6; Studie Abbildung 32). Um abzuschätzen, wieviel Biomasse für welche Art der Verwertung zukünftig zur Verfügung steht, ist neben dem Flächenpotenzial für den Anbau von Paludikultur-Biomasse auch der Biomassertrag zentral. Abgeleitet aus den Eigenschaften der Moorböden wurde ein Flächenpotenzial ermittelt, das für den Anbau von Paludikultur-Pflanzen mit einem durchschnittlich höheren Ertragsniveau, wie z.B. Schilf oder Rohrkolben, geeignet ist. Gleichzeitig wurde das Flächenpotenzial für Paludikultur-Pflanzen mit einem geringeren Ertragsniveau wie bei Nasswiesen oder Seggenbeständen abgeleitet.

Torfmoose sind klassische Paludikultur-Pflanzen auf Hochmoorstandorten; Schilf, Rohrkolben, Seggen und andere Gräser wachsen typischerweise in Niedermoorgebieten (Nordt et al. 2024). Wir betrachten in unserem Szenario Paludikultur-Pflanzen, die unter anderen für die Verpackungsindustrie und Bauwirtschaft stofflich verwertet werden können. Gleichzeitig schätzen wir ein technisches Biomassepotenzial für die energetische Nutzung als Biogassubstrat ab (Studie, Kapitel 4.2). Trotz seines enormen Potenzials, beispielsweise als Torfersatzstoff, wird der Anbau und die Verwertung von Torfmoos in unserer Betrachtung nicht vertieft.

## Daten und Berechnungen

Für die Abschätzung des Paludikultur-Biomasseangebot für das Jahr 2045, wurden die Eigenschaften der organischen Böden, die für den Anbau von Paludikulturflächen relevant sind, herangezogen. Diese entstammen dem Datensatz der aktualisierten Kulisse organischer Böden in Deutschland (Wittnebel et al. 2023). Der Ableitung der Eignungsflächen für Paludikultur-Pflanzen mit einem höheren Ertragspotenzial bzw. mit einem geringeren Ertragspotenzial liegen folgende Annahmen und Schritte zugrunde:

1. Landwirtschaftlich genutzte Moorflächen werden zunächst nach Moorkategorie in Hoch-, Niedermoor- und Moorfolgeböden unterteilt.
2. Alle identifizierten Moorfolgeböden werden anschließend, basierend auf weiteren Moorbodeneigenschaften entweder zur Kategorie Hochmoor oder Niedermoor zugeordnet.
3. Auf die Kategorien Hoch- und Niedermoor werden folgende Annahmen basierend auf Project Together und Esri Deutschland (2025) angewendet, um Flächen zu identifizieren, die für den Anbau von Paludikultur geeignet sind:

Als für Paludikultur geeignet gelten:

- Hoch- oder Niedermoorböden mit geringer (TM2), mächtiger (TM3), sehr mächtiger (TM4) oder extrem mächtiger (TM5) Torfmächtigkeit,
- alle Moorfolgeböden mit TM2 bis TM5,
- sowie Hoch- oder Niedermoorböden mit unbekannter Torfmächtigkeit (TMX).

Als nicht geeignet werden eingestuft:

- alle übrigen Moortypen, insbesondere flach überdeckte Moorböden, Tiefumbruchböden aus Moor sowie mächtig überdeckte Moorböden,
- Flächen mit flacher Torfmächtigkeit (TM1),
- sowie Flächen ohne Torfschicht (TM0).

Diese Klassifizierung stellt sicher, dass ausschließlich Flächen mit ausreichendem Torfkörper und geeignetem Standortpotenzial in die Ableitung des Paludikulturpotenzials einbezogen werden. Die wiedervernässte und für den Anbau von Paludikultur als geeignet identifizierte Fläche umfasst ein theoretisches Potenzial von etwa 430.000 Hektar Niedermoorböden.

Für diese Flächen rechnen wir mit einem durchschnittlichen Ertragsniveau von 7,5 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr. Das in unserem Szenario hieraus resultierende Paludikultur-Biomasseangebot von landwirtschaftlich genutzten und wiedervernässten Niedermoorböden im Jahr 2045 beträgt etwa 14 TWh (Energiegehalt 4,3 MWh je Tonne Trockenmasse) (Dahms et al. 2017). Dieses theoretische Biomassepotenzial wird in unserem Szenario zur Deckung der steigenden Nachfrage nach biobasierten Dämmstoffen und Verpackungen (zum Beispiel aus Schilf oder Rohrkolben) eingesetzt.

Die übrigen landwirtschaftlich genutzten und wiedervernässten Flächen umfassen ein theoretisches Potenzial von etwa 385.000 Hektar. Wenngleich diese Flächen für den Anbau von Paludikultur-Pflanzen wie Schilf oder Rohrkolben potenziell ungeeignet sind, nehmen wir dennoch an, dass Nasswiesenbestände, die sich hier etablieren können, einen wesentlichen Beitrag zum Paludikultur-Biomasseaufkommen von diesen Flächen leisten werden. Für diese Flächen rechnen wir mit einem durchschnittlichen Ertragsniveau von 4,5 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr (Nordt et al. 2024). Des Weiteren wird die Annahme getroffen, dass auf Flächen von 225.000 Hektar, die in unserem Szenario als Nasslandschaften im Sinne des Naturschutzes und für Photovoltaik ausgewiesen werden, Landschaftspflegeschnitte anfallen. Dafür wird ein Ertragsniveau von 20 Prozent des oben genannten Ertrages angenommen, also 0,9 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr. Alternativ kann diese Annahme widerspiegeln, dass nicht auf der vollständigen Fläche Landschaftspflegeschnitte anfallen. Dieses weitere Paludikultur-Biomasseangebot trägt zum technischen Biogaspotenzial aus multifunktionalen Substraten in unserem Szenario bei (Studie, Kapitel 4.2).

### 8.3 Beispielhafter Pfad für die Kosten einer Wiedervernässungsprämie (Studie, Kapitel 5.8)

Ziel ist es, den jährlichen Finanzierungsbedarf für Ausgleichszahlungen zur Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorböden – eine Wiedervernässungsprämie – in Deutschland und den moorreichen Bundesländern abzuschätzen. Darüber hinaus sollen die gesamten Kosten für die öffentlichen Haushalte für den Zeitraum von 2026 bis 2045 ermittelt werden. Eine Wiedervernässungsprämie soll dabei die Einkommensverluste der landwirtschaftlichen Betriebe kompensieren, die infolge der Wiedervernässung entstehen. Als Bemessungsgrundlage für eine solche Prämie können die durchschnittlichen kurzfristigen Opportunitätskosten herangezogen werden (Domke et al. 2025).

Diese Berechnungen werden verwendet, um einen beispielhaften Pfad für die Kosten einer Wiedervernässungsprämie, bis 2045 aufzuzeigen (Studie, Kapitel 5.8, Abbildungen 41 und 42).

Für die 1,1 Millionen Hektar wiedervernässter Moorböden in unserem Szenario werden die Gesamtkosten für eine Wiedervernässungsprämie für den Zeitraum 2026 bis 2045 auf etwa 8 Milliarden Euro für gesamt Deutschland geschätzt. Das maximale jährliche Budget liegt bei etwa 700 Millionen Euro um das Jahr 2036.

#### Kurze Beschreibung der Methode

Zur Berechnung des jährlichen Budgets für die Wiedervernässungsprämie wird die Anzahl der jährlich wiedervernässten Hektar im Zeitraum 2026 bis 2045 berechnet und mit den durchschnittlichen Opportunitätskosten pro Hektar multipliziert.

## Daten und Berechnung

## Neu und kumulativ wiedervernässte Moorfläche zwischen 2026 und 2045 → Tabelle A30

Jahr	Neu wiedervernässte Fläche (ha)	Kumulativ wiedervernässte Fläche (ha)
2026	28.197	28.197
2027	28.197	56.394
2028	28.197	84.591
2029	28.197	112.788
2030	28.197	140.986
2031	65.793	206.779
2032	65.793	272.572
2033	65.793	338.365
2034	65.793	404.159
2035	65.793	469.952
2036	65.793	535.745
2037	65.793	601.538
2038	65.793	667.332
2039	65.793	733.125
2040	65.793	798.918
2041	65.793	864.711
2042	65.793	930.505
2043	65.793	996.298
2044	65.793	1.062.091
2045	65.793	1.127.884

Eigene Berechnungen

Für die Wiedervernäsung wurde ein Pfad zugrunde gelegt, der beschreibt, zu welchem Zeitpunkt welcher Anteil der Fläche wiedervernässt wird. Der Pfad sieht von 2026 bis 2030 eine lineare Wiedervernäsung von 10 Prozent der Gesamtfläche vor, ab 2031 erfolgt die Wiedervernäsung linear, sodass 2045 80 Prozent der heute landwirtschaftlich genutzten Moorböden wiedervernässt sind.

Über diesen Pfad wurde für jedes Bundesland pro Jahr berechnet, wie viel Fläche entwässert und wie viel wiedervernässt ist. Die Gesamtfläche wird dabei aufgeteilt: 20 Prozent der Fläche als flach entwässertes Grünland, die restlichen 80 Prozent werden wiedervernässt.

Zwischen 2026 und 2030 steigt die neu wiedervernässte Moorfläche um jährlich etwa 28.000 Hektar auf etwa 141.000 Hektar im Jahr 2030 und dann linear jährlich um etwa 66.000 Hektar auf 1,1 Millionen Hektar im Jahr 2045 (Tabelle A30).

Für die Berechnung der Wiedervernässungsprämie werden die durchschnittlichen kurzfristigen Opportunitätskosten der Wiedervernässung herangezogen, basierend auf Domke et al. (2025) und mit der jährlich wiedervernässten Fläche multipliziert.

Wir gehen davon aus, dass die jährliche Zahlung von 2026 bis 2036 in voller Höhe gezahlt wird, um dann nach 2036 linear abzunehmen bis zum völligen Auslaufen im Jahr 2045 (Tabelle A31).

#### Jährliche Wiedervernässungsprämie zwischen 2026 und 2045

→ Tabelle A31

Jahr	Deutschland (Euro/ha)	Niedersachsen (Euro/ha)	Bayern (Euro/ha)	Schleswig- Holstein (Euro/ha)	Brandenburg (Euro/ha)	Mecklenburg- Vorpommern (Euro/ha)
2026	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2027	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2028	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2029	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2030	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2031	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2032	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2033	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2034	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2035	1.457	2.028	1.731	1.662	578	768
2036	1.311	1.825	1.558	1.496	520	691
2037	1.165	1.622	1.385	1.330	462	614
2038	1.020	1.419	1.212	1.163	405	537
2039	874	1.217	1.038	997	347	461
2040	728	1.014	865	831	289	384
2041	583	811	692	665	231	307
2042	437	608	519	499	173	230
2043	291	406	346	332	116	154
2044	146	203	173	166	58	77
2045	0	0	0	0	0	0

Eigene Berechnungen, basierend auf Domke et al. (2025)

## 9 Waldbewirtschaftung (Studie, Kapitel 4.7 und 5.9)

### 9.1 Potenzielle zusätzliche Holzernte durch Waldumbau (Studie, Kapitel 4.7)

Wir berechnen die zusätzliche Holzernte durch Waldumbau in instabilen Beständen in Deutschland auf Grundlage der Einschlagsrückrechnung des Thünen Instituts (Thünen-Institut 2025) und den von uns getroffenen Annahmen zum Waldumbau in den nächsten 20 Jahren. Der Startwert ist der Mittelwert der Holzentnahme aus der vierten Bundeswaldinventur (2013–2022) und wird für das Jahr 2025 bei 73,4 Millionen m<sup>3</sup> festgelegt.

Für die Anpassung von instabilen Nadelholzbeständen und die Absenkung ihres Mortalitätsrisikos ergibt unsere Modellierung für diese Bestände im Zeitraum 2029 bis 2033 einen erhöhten Holzeinschlag von etwa 0,5 Millionen m<sup>3</sup> gegenüber dem Ausgangswert im Jahr 2025. Damit wird das beschleunigte Niveau der Waldumbaumaßnahmen der vorangegangenen Jahre fortgesetzt und danach etwas abgesenkt. Für Laubholzbestände sind Holzernte- und Pflegemaßnahmen modelliert, die ihre Speicherleistung kurzfristig stabilisieren und stärken.

#### Kurze Beschreibung der Methode

Für die zusätzliche Holzernte durch Waldumbau treffen wir die folgenden Annahmen: (a) Die erhöhte Holzernte findet primär in instabilen Nadelholzbeständen statt und steigt bis 2033 mit insgesamt 1 Prozent minimal gegenüber dem bereits erreichten Ausgangswert im Jahr 2025 an; (b) Ab 2033 sinkt die Nadelholzernte bis 2038 um etwa 10 Prozent und bleibt danach stabil; (c) Für die Holzernte gilt folgende Entnahmekaskade: (1) Nutzung Mortalitätsholz (unter Beachtung der Totholz-Baseline), (2) Holz aus Durchforstung, (3) reguläre Ernte.

#### Daten und Berechnung

Um die Waldfläche zu ermitteln, die umgebaut werden muss, verwenden wir die Ergebnisse der Waldzustandserhebung aus den Jahren 2013–2024 (BMLEH 2025c). Die Waldzustandserhebung erfasst vitalitätsgeschwächte Bestände und zeigt akuten Bedarf an Stabilisierungsmaßnahmen auf (Knapp et al. 2024). Wir ermitteln eine Gesamtwaldfläche von 8 Millionen Hektar, auf denen zwischen 2025 und 2045 eine erhöhte Holzernte durch Waldumbau stattfinden kann.

Für die Modellierung der erhöhten Holzernte durch Waldumbau legen wir die Daten der Einschlagsrückrechnung des Thünen-Instituts zugrunde. Die empirisch erfassten Daten betreffen den Zeitraum 2000 bis 2023. Für die Jahre ab 2024 wird die Holzentnahme modelliert. Wir haben uns außerdem an den Holzerntepotenzialen der jüngsten WEHAM Modellierung orientiert (BMLEH 2025b).

Das entnommene Holz wird in Erntefestmeter gerechnet, d.h. Derbholz ohne Rinde. Als Rindenfaktoren haben wir für Nadelholz den Faktor 1,126 und für Laubholz den Faktor 1,109 verwendet. Bei der Holzentnahme wird einerseits zwischen Nadel- und Laubholz und andererseits zwischen unterschiedlichen Sortimentsklassen (Stammholz, Industrieholz, Restholz) unterschieden. Für das Verhältnis der Sortimentsklassen werden die historisch beobachteten Werte als Startwerte für das Jahr 2025 angenommen:

- Nadelholz: Stammholz (0,67), Industrieholz (0,25), Restholz (0,08),
- Laubholz: Stammholz (0,16), Industrieholz (0,76), Restholz (0,08).

Beim Nadelholz bleiben die Sortimente im Zeitverlauf unverändert. Beim Laubholz verändern sich die Sortimente zugunsten eines linear ansteigenden Stammholzanteils. Die Anteile im Jahr 2045 betragen:

- Stammholz (0,3),
- Industrieholz (0,6),
- Restholz (0,1).

Als Startwert unserer Modellierung im Jahr 2025 verwenden wir den Mittelwert der Holzentnahme für den Zeitraum der vierten Bundeswaldinventur (BWI-4) (2013-2022) und übernehmen die historisch beobachteten Anteile der Sortimente. Für die Fortschreibung der Holzentnahme setzen wir die Annahmen zur erhöhten Ernte um.

### Holzernte Nadel- und Laubholz im Agora-Szenario (2025-2045)

→ Tabelle A32

Jahr	Nadelholz Stammholz (Mio. Efm)	Nadelholz Industrieholz (Mio. Efm)	Nadelholz Restholz (Mio. Efm)	Laubholz Stammholz (Mio. Efm)	Laubholz Industrieholz (Mio. Efm)	Laubholz Restholz (Mio. Efm)
2025	36,32	14,12	4,40	2,97	14,10	1,52
2026	36,40	14,15	4,41	3,01	13,53	1,49
2027	36,47	14,17	4,42	3,04	12,96	1,45
2028	36,54	14,20	4,43	3,06	12,41	1,42
2029	36,61	14,23	4,44	3,07	11,86	1,39
2030	36,69	14,26	4,45	3,07	11,32	1,36
2031	36,69	14,26	4,45	3,07	10,79	1,32
2032	36,69	14,26	4,45	3,05	10,28	1,29
2033	36,69	14,26	4,45	3,03	9,77	1,25
2034	35,95	13,97	4,36	3,01	9,26	1,21
2035	35,22	13,69	4,27	2,97	8,77	1,17
2036	34,49	13,40	4,18	3,32	9,41	1,29
2037	33,75	13,12	4,09	3,69	10,04	1,40
2038	33,02	12,83	4,00	4,08	10,64	1,52
2039	33,02	12,83	4,00	4,19	10,51	1,53
2040	33,02	12,83	4,00	4,30	10,39	1,55
2041	33,02	12,83	4,00	4,42	10,26	1,56
2042	33,02	12,83	4,00	4,53	10,13	1,58
2043	33,02	12,83	4,00	4,64	10,00	1,59
2044	33,02	12,83	4,00	4,76	9,87	1,61
2045	33,02	12,83	4,00	4,87	9,74	1,62

Eigene Berechnungen, basierend auf Einschlagsrückrechnung des Thünen-Instituts (Thünen-Institut 2025)

## 9.2 Erforderliche Fläche für die temporär verringerte Holzernte (Studie, Kapitel 4.7)

In der EU-Landnutzungsstudie von Agora Agrar wurde die Höhe der temporär verringerten Holzernte bei 10 Prozent gesetzt (Agora Agriculture 2024). Die vorliegende Studie folgt dieser Annahme. Um eine temporär verringerte Ernte von 10 Prozent zu erreichen, berechnen wir die Fläche der stabilen Waldbestände in Deutschland. Hierfür verwenden wir die Daten der Waldzustandserhebung und ermitteln eine Fläche von 2,9 Millionen Hektar mit vitalen Bäumen bzw. 27 Prozent der Waldfläche, darunter 1,6 Millionen Hektar der Nadelbäume und 1,3 Millionen Hektar der Laubbäume.

### Kurze Beschreibung der Methode

Wir gehen davon aus, dass die reduzierte Ernte für einen Zeitraum von 20 Jahren standortbezogen und unter Berücksichtigung von Risikofaktoren erfolgt. Im Zeitraum 2025 bis 2034 reduziert sich die Holzernte linear bis knapp 8 Prozent. Im Zeitraum 2035 bis 2045 ist die Holzernte um 10 Prozent reduziert und liegt bei 66,1 Millionen m<sup>3</sup>. Die reduzierte Holzernte betrifft insbesondere stabile Laubmischwälder mit Buche, Eiche und Tanne, die auch im Alter ab >120 Jahren deutlich über 7 m<sup>3</sup> pro Hektar und Jahr zuwachsen (Thünen-Institut 2024).

### Daten und Berechnung

Die Berechnung der Flächen, die sich tendenziell für eine temporär reduzierte Ernte eignen, erfolgt auf der Grundlage der Waldzustandserhebung aus den Jahren 2013 bis 2024 und den Ergebnissen der vierten Bundeswaldinventur (s.o., Anhang, Kapitel 9.1).

### Tabelle Flächenanteil Vitale Bäume

→ Tabelle A33

Vitale Bäume ohne Kronenverlichtung	Fläche (ha)
Fichte	643.122
Kiefer	671.001
Andere Nadelbäume (einschl. Lärche, Douglasie, Tanne)	283.042
Buche	327.421
Eiche	265.749
Andere Laubbäume (einschl. Esche, Ahorn, Birke, Erle)	691.608
Summe	2.881.944

Eigene Berechnungen, basierend auf WZE 2013-2024 (BMLEH 2025c)

Da für Fichte und Kiefer ein erhöhtes Kalamitätsrisiko besteht und ältere Bäume ein höheres Mortalitätsrisiko haben, verringert sich die Fläche für eine temporäre Erntereduktion auf etwa 1 bis 1,5 Millionen Hektar.

### 9.3 Treibhausgasbilanz von Wäldern und Aufforstung (Studie, Kapitel 5.9)

Die Modellierung der Waldentwicklung in Deutschland bis 2045 erfolgte durch das Öko-Institut mit dem FABio-Modellverbund. Für den LULUCF-Sektor wurden die Flächenentwicklung der Landkategorien und die Entwicklung des Holzproduktspeichers im Modell FABio-Land abgebildet und die zugehörigen THG-Emissionen ausgewiesen. Die Entwicklung der lebenden Bäume im Wald wurde mit dem Waldwachstumsmodell FABio-Forest modelliert und die Senkenleistung der lebenden Bäume als Emissionsfaktor an FABio-Land übergeben.

#### Kurze Beschreibung der Methode

Das empirische Waldmodell FABio-Forest bildet auf Grundlage der Daten der Bundeswaldinventuren von 2002 bis 2022 das Wachstum und die Dynamik der Wälder in Deutschland ab. FABio-Forest ist ein distanzunabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell, das 24 in der Bundeswaldinventur definierte Artengruppen differenziert. Baummerkmale wie Art, Alter, Durchmesser und Höhe werden für die Simulation von Wachstum, Entwicklung und Mortalität auf Bestandsebene berücksichtigt.

Die Modellierung in FABio-Forest erfolgt spezifisch für die Messpunkte der Bundeswaldinventur (Traktecken) mit jährlicher Auflösung und integriert Teilmodelle für Zuwachs, Mortalität, Holznachfrage, Einwuchs, Totholz und Bodenkohlenstoff. Zusätzlich werden Konkurrenzmechanismen zwischen Baumindividuen sowie boden- und klimaspezifische Standortfaktoren einbezogen. Die Holzentnahme durch Ernte richtet sich nach der Nachfrage nach Stamm- und Industrielholz und geht als Inputfaktor in die Modellierung ein (Anhang, Kapitel 9.1).

#### Daten und Berechnung

Für die vorliegende Analyse wurde das Modell FABio-Forest mit Bestandsdaten der vierten Bundeswaldinventur (BWI-4) (Thünen-Institut, 2024) initialisiert. Die Modellierung wurde an den 44.283 Messpunkten der BWI-4 durchgeführt und die Ergebnisse auf die Gesamtwaldfläche Deutschlands hochskaliert. Die Parametrisierung basiert auf den Inventuren von 2002 (BWI-2) und 2012 (BWI-3), während Vorrats- und Zuwachsdaten aus der BWI-3, der Kohlenstoffzwischeninventur 2017 sowie der BWI-4 zur Modellkalibrierung herangezogen wurden.

Für die Treibhausgasbilanz der lebenden Bäume im Agora-Szenario (Studie, Abbildung 43) wurden die Simulationsergebnisse zu Vorrat, Zuwachs, Basalflächenentwicklung und CO<sub>2</sub>-Senkenleistung aggregiert auf Deutschlandebene ausgewertet. Sie werden jahresscharf und als Mittelwert für das Agora-Szenario bei mittleren und hohen Störungen ausgewiesen (als Fortschreibung der Witterung im Zeitraum 2003-2022 bzw. 2013-2022). D.h., in der zeitlichen Fortschreibung werden die Bedingungen einzelner Jahre zyklisch wiederholt.

Für die Bilanzierung der Treibhausgase durch Aufforstung wurden für die Ableitung der Emissionsfaktoren die Emissionswerte genutzt, die in den sog. Common Reporting Tables (CRT-Tabellen) im Nationalen Inventar für die Umwandlung von Ackerland zu Wald berichtet werden (UBA 2025a). Die Waldmehrung durch Aufforstung und natürliche Sukzession ist in der Treibhausgasbilanz der lebenden Bäume berücksichtigt.

Treibhausgasbilanz lebende Bäume im Agora-Szenario (in Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq) → Tabelle A34

Jahr	Agora-Szenario mittlere Störungen (0322_1Y)	Agora-Szenario mittlere Störungen (0322_20Y)	Agora-Szenario hohe Störungen (1322_1Y)	Agora-Szenario hohe Störungen (1322_20Y)
2025	-25,62	-15,07	-40,11	-2,62
2026	-22,48	-15,07	-6,66	-2,62
2027	-9,23	-15,07	-9,93	-2,62
2028	-55,34	-15,07	-34,41	-2,62
2029	-15,08	-15,07	67,33	-2,62
2030	-7,75	-15,07	27,44	-2,62
2031	-40,38	-15,07	12,24	-2,62
2032	-39,41	-15,07	-17,84	-2,62
2033	-36,56	-15,07	28,98	-2,62
2034	-38,69	-15,07	-14,64	-2,62
2035	-55,56	-15,07	-51,06	-2,62
2036	-17,27	-15,07	-16,03	-2,62
2037	-21,61	-15,07	-22,72	-2,62
2038	-42,16	-15,07	-42,78	-2,62
2039	58,19	-15,07	54,25	-2,62
2040	18,19	-15,07	14,32	-2,62
2041	5,88	-15,07	14,20	-2,62
2042	-27,49	-15,07	-28,04	-2,62
2043	22,61	-15,07	23,02	-2,62
2044	44,49	-16,22	-13,15	-6,01
2045	-35,69	-16,22	-45,61	-6,01

Agora Agrar, basierend auf Berechnungen mit FABio-Modellverbund

Zur Abschätzung der zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung in Wäldern infolge einer Verringerung der Holzernte verwenden wir die vereinfachte Annahme, dass ein Kubikmeter Holz etwa eine Tonne CO<sub>2</sub> speichert. Demnach kalkulieren wir, dass bei einer temporär verringerten Ernte von 10 Prozent im Jahr 2045 bis zu 7,5 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äq gegenüber dem Ausgangsjahr 2025 gespeichert werden.

Für eine differenzierte Betrachtung kann der Carbon Balance Indicator (CBI) verwendet werden. Der CBI wurde von Soimakallio et al. (2022) entwickelt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Holznutzungsintensitäten auf den Kohlenstoffbestand von Wäldern systematisch und vergleichbar abzubilden. Der CBI beschreibt und vergleicht den Effekt der Entnahme von Holz beziehungsweise Kohlenstoff aus dem Wald auf den zukünftigen Kohlenstoffbestand des Waldes zwischen Bewirtschaftungsszenarien mit unterschiedlicher Ernteintensität.

---

Methodisch erfasst der CBI nicht nur den im Holz enthaltenen Kohlenstoff, sondern auch indirekte Effekte der Ernte auf Wachstum, Mortalität und Altersstruktur der verbleibenden Bestände. Er gibt an, in welchem Ausmaß sich der Waldkohlenstoffspeicher über einen definierten Zeitraum verändert, wenn eine Einheit Kohlenstoff aus dem Wald entfernt wird, verglichen mit einem Szenario ohne diese Entnahme. Der CBI kann als Maß für die Kohlenstoff-Opportunitätskosten der Holzernte interpretiert werden.

Ein CBI-Wert von 1 bedeutet, dass die Entnahme einer Einheit Kohlenstoff über den betrachteten Zeitraum zu einem gleich großen Rückgang des im Wald gespeicherten Kohlenstoffs führt. Werte kleiner als 1 zeigen an, dass ein Teil der Entnahme durch zusätzliches Wachstum kompensiert wird. Ein CBI-Wert größer als 1 bedeutet, dass die Entnahme über indirekte Effekte, etwa geringeres zukünftiges Wachstum oder veränderte Bestandsstrukturen, zu einem Verlust an in den Bäumen gebundenen Kohlenstoff führt.

Die Höhe des CBI hängt unter anderem vom betrachteten Zeitraum, vom Ausgangszustand der Wälder sowie von der Intensität und Form der Waldbewirtschaftung ab. Wälder mit hohem Wachstumspotenzial und struktureller Stabilität zeigen höhere CBI-Werte als instabile oder bereits stark geschädigte Bestände.

Soimakallio et al. (2022) leiten auf Basis einer Metaanalyse von Modellstudien für temperate und boreale Wälder einen durchschnittlichen CBI-Wert von 1,43 für einen kurzfristigen Betrachtungszeitraum von 1 bis 30 Jahren ab, der auch langfristig (bis zu 100 Jahren) in ähnlicher Größenordnung verbleibt. Für die Umrechnung von Holzvolumen in Kohlenstoff setzen die Autoren einen durchschnittlichen Kohlenstoffgehalt von 0,2 Tonnen Kohlenstoff pro Kubikmeter Holz an.

## 9.4 Berechnung des Kapitalbedarfs für Aufforstung (Studie, Kapitel 5.9)

Durch die aktive Aufforstung von 75.000 ha klimaangepassten Laubmischwaldes werden bis 2045 etwa 1,3 Millionen Tonnen Kohlenstoff gebunden. Den Kapitalbedarf für die Aufforstung setzen wir bei 30.000 Euro pro Hektar an. Daraus ergibt sich ein geschätzter Kapitalbedarf in Höhe von 2,25 Milliarden Euro.

### Kurze Beschreibung der Methode

Für die Kostenkalkulation von Aufforstungsmaßnahmen haben wir Gespräche mit Vertretern von Forstverwaltungen geführt und auf Plattformen von Forstverwaltungen, Verbänden und Ressortforschung recherchiert.

Wir gehen von einem linearen Wachstum der neu aufgeforsteten Fläche im Zeitraum 2025 bis 2045 aus und nehmen an, dass sie überwiegend auf landwirtschaftlichen Flächen erfolgt. Durch Aufforstung und natürliche Sukzession beträgt die Waldmehrung bis 2045 insgesamt 250.000 Hektar. Für die Kohlenstoffbindung durch Aufforstung wird ein moderater Ansatz in Höhe von etwa 6 t CO<sub>2</sub>-Äq pro Jahr pro Hektar gewählt.

### Daten und Berechnung

Wir haben die Kosten für folgende Maßnahmen pro Hektar aufgeforstete Fläche kalkuliert: Pflanzen, Arbeit Pflanzung, Zäunung, Pflege der aufgeforsteten Fläche in einem Zeitraum von fünf Jahren.

## Kostenkalkulation für Aufforstung

→ Tabelle A35

Aufforstungsmaßnahmen	Kosten (Euro/ha)
Pflanze à 5 Euro (3.000 pro Hektar)	15.000
Arbeit Pflanzung (einmalig)	2.500
Zaun, einschl. Arbeit für Errichtung	5.000
Pflege Aufforstungsfläche (5 Jahre) (100 Std. / Jahr / Hektar, 15 Euro Stundenlohn)	7.500
Summe	30.000

Agora Agrar, basierend auf Auswertung von Fördersätzen für Aufforstung

## 9.5 Berechnung des Kapitalbedarfs für Waldumbau in Deutschland (Studie, Kapitel 5.9)

Für die Berechnung des Förderbedarfs für Waldumbaumaßnahmen im Privat- und Kommunalwald nutzen wir pauschale Richtwerte und berechnen die Kosten unter Berücksichtigung eines Eigenanteils der Waldbesitzenden. Die Flächenkulisse leiten wir aus den Ergebnissen der Waldzustandserhebung und der Bundeswaldinventur ab. Im Ergebnis kalkulieren wir für die kommenden 20 Jahre einen Gesamtkapitalbedarf für den Waldumbau im P+K Wald von knapp 9 Milliarden Euro.

### Kurze Beschreibung der Methode

Die Kosten des Waldumbaus werden auf Basis des jährlich erforderlichen Umbauflächenbedarfs und pauschaler Richtwerte für den Umbau von Nadel- und Laubwäldern berechnet. Der Flächenbedarf wird gleichmäßig über den Zeitraum bis 2045 verteilt und flächenbezogen nach Laub- und Nadelwald differenziert. Die Kostenkalkulation setzt die staatlichen Förderprogramme aus GAK- und ANK-Mitteln voraus und erfolgt für den Anteil der nicht-vitalen Bestände im Privat- und Kommunalwald. Dabei wird eine Eigenbeteiligung der Waldbesitzenden von etwa einem Drittel der Gesamtkosten berücksichtigt.

### Daten und Berechnung

Die Flächenkulisse für den jährlichen Waldumbaubedarf wird aus den Ergebnissen der Waldzustandserhebung und der vierten Bundeswaldinventur abgeleitet und beträgt für den gesamten Wald in Deutschland im Zeitraum 2025 bis 2045 jährlich etwa 164.000 Hektar bzw. etwa 121.000 Hektar im Privat- und Kommunalwald. Grundlage ist die Einordnung der Bestände nach Kronenverlichtung in vitale Bestände, Warnstufe und nicht-vitale Bestände, wobei insbesondere nicht-vitale Bestände sowie Bestände der Warnstufe als umbaubedürftig angesetzt werden (Studie, Kapitel 4.7; Studie, Abbildung 33). Dabei handelt es sich um eine grobe Herleitung der Flächenkulisse. Die konkreten waldbaulichen Entscheidungen sollten standortbezogen und unter Berücksichtigung von Klimaänderungen getroffen werden.

Die Kosten für den Umbau von Nadel- und Laubwald unterscheiden sich und werden hier differenziert dargestellt. Für die Kostenkalkulation werden pauschale Richtwerte für die Kosten zur Förderung von Pflanzung, Naturverjüngung, Jungbestandspflege sowie erforderliche Schutzmaßnahmen (Zäunung) angesetzt. Für den Eigenanteil werden Ausgaben in Höhe von einem Drittel der Gesamtkosten angesetzt.

## Flächenkulisse Waldumbau

→ Tabelle A36

Nicht-vitale Bäume	Nadelbäume (ha)	Laubbäume (ha)	Gesamt (ha)
Wald in Deutschland insgesamt	1.448.539	1.835.427	3.283.966
Privat- und Kommunalwald insgesamt	1.073.226	1.359.873	2.433.098
Abgeleitet: Jährliche Umbaufläche im P+K Wald	53.661	67.994	121.655

Agora Agrar, basierend auf Waldzustandserhebung 2013-2024

Die kalkulierten Kosten für den Waldumbau basieren auf aktuellen Angaben aus Landesforstverwaltungen, Verbänden, forstlicher Fachliteratur sowie ergänzenden Expertenschätzungen aus der forstlichen Praxis. Die Förderkosten für den Waldumbau im Nadelwald werden auf 5.000 Euro pro Hektar und auf 2.500 Euro pro Hektar im Laubwald gerundet. Hinzu kommt der Eigenanteil der Waldbesitzenden.

## Kostenkalkulation Waldumbau

→ Tabelle A37

Waldumbaumaßnahmen im Nadelwald	Kosten (Euro pro ha)	Waldumbaumaßnahmen im Laubwald	Kosten (Euro pro ha)
Pflanzung (à 1000 Pflanzen pro Hektar; 1/3 der Fläche)	5.000	Ergänzende Pflanzung	2.000
Zaun (1/3 der Fläche)	1.500	Pflege Naturverjüngung	1.000
Pflege Naturverjüngung	750	Jungbestandspflege	750
Jungbestandspflege	750		
<b>Summe</b>	<b>8.000</b>		<b>3.750</b>
Summe ohne Eigenanteil	5.360		2.512
<b>Gerundete Fördersumme</b>	<b>5.000</b>		<b>2.500</b>

Agora Agrar, basierend auf Fördersätzen für Waldumbau

Auf dieser Basis ergeben sich für den Zeitraum bis 2045 kumulierte Kosten von rund 5,4 Milliarden Euro für den Umbau von Nadelwäldern und rund 3,4 Milliarden Euro für den Umbau bzw. die Anpassung von Laubwäldern. Der Gesamtkapitalbedarf für die staatliche Förderung des Waldumbaus beläuft sich damit auf knapp 9 Milliarden Euro. Verteilt über den gesamten Zeitraum beträgt der durchschnittliche jährliche Förderbedarf rund 440 Millionen Euro.

## 9.6 Berechnung des Budgets zur Förderung einer temporär verringerten Ernte (Studie, Kapitel 5.9)

Für die Förderung einer temporär verringerten Ernte bzw. Extensivierung werden die Fördersätze des Klimaangepassten Waldmanagements (KWM) aus ANK-Mitteln zugrunde gelegt. Voraussetzung für eine Zuwendung aus dem Bundesprogramm ist die Einhaltung von 12 Kriterien, einschl. des Kriteriums der Natürlichen Waldentwicklung auf 5 Prozent der Waldfläche, für die eine Zuwendung beantragt wird.

### Kurze Beschreibung der Methode

Die BWI-4 hat die durchschnittliche Holzernte pro Hektar Mischwald mit 6,7 m<sup>3</sup> ermittelt. Wir nehmen in unserem Szenario an, dass die Holzernte im Zeitraum 2035 bis 2045 etwa 10 Prozent unter dem Niveau von 2025 liegt. Das entspricht einer temporär verringerten Ernte von etwa 7,3 Millionen m<sup>3</sup> im Jahr bzw. einer jährlichen Holzernte von 66,1 Millionen m<sup>3</sup>. Durch diese Maßnahme verringern sich die Erlöse aus dem Holzverkauf ebenfalls um 10 Prozent. Die Erlösminderung wurde anhand der aktuell erzielten Preise für Stamm-, Industrie und Restholz ermittelt.

### Daten und Berechnung

Für die Berechnung der temporär verringerten Ernte ermitteln wir zunächst den Flächenbedarf für die verringerte Ernte in Wäldern mit Nadel- und Laubholz:

$$\text{Flächenbedarf 10 Prozent Erntereduktion (ha)} = \frac{\text{Durchschnittliche Ernte (m}^3\text{/ha)}}{\text{Verringerte Holzernte (m}^3\text{)}}$$

Für eine Extensivierung der Waldbewirtschaftung wird jährlich eine Fläche von etwa 1,1 Millionen Hektar benötigt. Im KWM-Förderprogramm liegt die Zuwendung für die Extensivierung von Waldbeständen bei 55 bis 100 Euro pro Hektar und Jahr (max. 10+10 Jahre). Bis 500 Hektar liegt der Zuwendungssatz bei 100 Euro pro Hektar, ab 500 Hektar bei 85 Euro und ab 1000 Hektar sind es 55 Euro pro Hektar. Hieraus ergibt sich ein jährlicher Kapitalbedarf für die Förderung einer temporär verringerten Holzernte von 60 bis 110 Millionen Euro pro Jahr.

Für die Kalkulation der Erlöse aus dem Holzverkauf wurden zunächst die aktuellen Preise für die unterschiedlichen Holzsortimente auf Plattformen von Forstbetriebsgemeinschaften in unterschiedlichen Regionen Deutschlands recherchiert (Euro/Efm). Da die Preise für Industrie- und Restholz nach unseren Recherchen in etwa gleich sind, wurde im weiteren Verlauf der Industrieholzpreis auch für die Kalkulation der Erlöse aus dem Brennholzverkauf verwendet. Im nächsten Schritt wurden die für 2025 ermittelten Preise mit der für das Jahr 2025 modellierten Holzentnahme multipliziert.

- Nadelholz: Stammholz 4,2 Milliarden Euro, Industrie- und Brennholz 770 Millionen Euro.
- Laubholz: Stammholz 870 Millionen Euro, Industrie- und Brennholz 1,1 Milliarden Euro.

Als Einnahmen für den Holzverkauf ergeben sich für 2025 knapp 7 Milliarden Euro. Ein um 10 Prozent verminderter Erlös entspräche nach aktuellem Stand etwa 700 Millionen Euro.

---

## Literaturverzeichnis

---

**Achilles, W., & Fritzsche, S. (2013):** Kosten und Nutzen eines Tierschutzlabels in der Schweinemast. *LANDTECHNIK*, 68(4), Article 4. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.15150/lt.2013.571>

**Agora Agrar (2026):** *Die Zukunft von Landnutzung und Ernährung in Deutschland. Wie Wettbewerbsfähigkeit und Nachhaltigkeit in Land- und Forstwirtschaft vereinbar sind.* Verfügbar unter: <https://www.agora-agrar.de/publikationen/die-zukunft-von-landnutzung-und-ernaehrung-in-deutschland>

**Agora Agriculture (2024):** *Agriculture, forestry and food in a climate neutral EU. The land use sectors as part of a sustainable food system and bioeconomy.* Verfügbar unter: <https://www.agora-agrar.de/publikationen>

**Agora Think Tanks (2024):** *Klimaneutrales Deutschland. Von der Zielsetzung zur Umsetzung.* Verfügbar unter: <https://www.agora-energiewende.de/publikationen/klimaneutrales-deutschland-studie>

**Agora Think Tanks, Prognos AG, Öko-Institut e. V., Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH, & Universität Kassel (2024):** *Klimaneutrales Deutschland Von der Zielsetzung zur Umsetzung – Vertiefung der Szenariopfade.* Verfügbar unter: [https://www.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2023/2023-30\\_DE\\_KNDE\\_Update/A-EW\\_349\\_KNDE\\_Szenariopfade\\_WEB.pdf](https://www.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2023/2023-30_DE_KNDE_Update/A-EW_349_KNDE_Szenariopfade_WEB.pdf)

**Ambrose, H., Dalby, F., Feilberg, A., & Kofoed, M. (2023):** Additives and methods for the mitigation of methane emission from stored liquid manure. *Biosystems Engineering*, 229, 209–245. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2023.03.015>

**Barreiro-Hurle, J., Bogonos, M., Himics, M., Hristov, J., Pérez Domínguez, I., Sahoo, A., Salputra, G., Weiss, F., Baldoni, E., & Elleby, C. (2021):** *Modelling environmental and climatic ambition in the agricultural sector with the CAPRI model: Exploring the potential effects of selected farm to fork and biodiversity strategies targets in the framework of the 2030 climate targets and the post 2020 Common Agricultural Policy.* European Commission. Verfügbar unter: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/65064349-f0dd-11eb-a71c-01aa75ed71a1/language-en>

**Bellot, F.-F., Horschig, T., & Brosowski, A. (2021):** *Quantification of European Biomass Potentials [Data set].* Verfügbar unter: <https://doi.org/10.48480/pc11-xz36>

**BioNET (2025):** Verfügbar unter: [https://www.openagrar.de/servlets/MCRFileNodeServlet/openagrar\\_derivate\\_00063627/PC\\_Paludiculture.pdf](https://www.openagrar.de/servlets/MCRFileNodeServlet/openagrar_derivate_00063627/PC_Paludiculture.pdf)

**BKG (2022):** *Dokumentation Corine Land Cover 5 ha CLC 5 (2018).* Bundesamt für Kartografie und Geodäsie. [https://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/gdz/dokumentation/deu/clc5\\_2018.pdf](https://sg.geodatenzentrum.de/web_public/gdz/dokumentation/deu/clc5_2018.pdf)

**BLE (2025):** *Markt- und Versorgungslage mit Futtermitteln in der Landwirtschaft.* BMEL-Statistik Protein Balance Sheet. Verfügbar unter: <https://www.bmel-statistik.de/agrarmarkt/futter>

**Blomhoff, R., Andersen, R., Arnesen, E. K., Christensen, J. J., Eneroth, H., Erkkola, M., Gudaviciene, I., Halldorsson, T. I., Høyer-Lund, A., Lemming, E. W., Meltzer, H. M., Pitsi, T., Schwab, U., Siksnia, I., Thorsdottir, I., & Trolle, E. (2023):** *Nordic Nutrition Recommendations 2023: Integrating environmental impacts.* Nordic Council of Ministers. Verfügbar unter: <https://pub.norden.org/nord2023-003/introduction.html>

---

**BMLEH (2025a):** *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*. Verfügbar unter: <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistisches-jahrbuch>

**BMLEH (2025b):** *Waldentwicklung und Rohholzaufkommen. Modellierung für die Jahre 2023-2062* (p. 68).

**BMLEH (2025c):** *Waldzustandserhebung (WZE). Ergebnisse Der Waldzustandserhebung*. Verfügbar unter: <https://www.bmleh.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/waldzustandserhebung.html>

**Bodde, R. (2022, December 28):** "Bovaer is a game changer for dairy farming". *All About Feed*. Verfügbar unter: <https://www.allaboutfeed.net/animal-feed/feed-additives/bovaer-is-a-game-changer-for-dairy-farming/>

**Breitschopf, B., Dütschke, E., Duscha, V., Haendel, M., Hirzel, S., Kantel, A., Lehmann, S., Marscheider-Weidemann, F., Riemer, M., Tröger, J., & Wietschel, M. (2023):** *A game changer in climate policy?*

**Cahalan, E., Ernfors, M., Müller, C., Devaney, D., Laughlin, R. J., Watson, C. J., Hennessy, D., Grant, J., Khalil, M. I., McGeough, K. L., & Richards, K. G. (2015):** The effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide and methane emissions after cattle slurry application to Irish grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 339–349. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.09.008>

**CAPRI model documentation (2022):** *CAPRI model documentation*. Verfügbar unter: <https://www.capri-model.org/lib/exe/fetch.php?media=docs:caprijan2022.pdf>

**Christ, F., Wagner, K., & Zang, S. (2021):** *Ratgeber: Alternativen zur Abluftreinigung* [Text]. Verfügbar unter: <https://www.landundforst.de/tier/ratgeber-alternativen-abluftreinigung-565555>

**d'Andrimont, R., Verhegghen, A., Lemoine, G., Kempeneers, P., Meroni, M., & van der Velde, M. (2021):** From parcel to continental scale: A first European crop type map based on Sentinel-1 and LUCAS Copernicus in-situ observations. *Remote Sensing of Environment*, 266. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112708>

**Dahms, T., Oehmke, C., Kowatsch, A., Abel, S., Wichmann, S., Wichtmann, W., & Schröder, C. (2017):** *Halmgutartige Festbrennstoffe aus nassen Mooren. Paludi-Pellets-Broschüre* (p. 68). University of Greifswald, Institute of Botany and Landscape Ecology. Verfügbar unter: [https://www.moorwissen.de/files/doc/publikationen/paludi\\_pellets\\_broschuere/downloads/Dahms%20et%20al.%20%282017%29%20Paludi-Pellets-Brosch%C3%BCre.pdf](https://www.moorwissen.de/files/doc/publikationen/paludi_pellets_broschuere/downloads/Dahms%20et%20al.%20%282017%29%20Paludi-Pellets-Brosch%C3%BCre.pdf)

**Dalby, F. R., Hansen, M. J., Guldborg, L. B., Hafner, S. D., & Feilberg, A. (2023):** Simple Management Changes Drastically Reduce Pig House Methane Emission in Combined Experimental and Modeling Study. *Environmental Science & Technology*, 57(9), 3990–4002. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08891>

**De Laurentiis, V., Biganzoli, F., Valenzano, A., Caldeira, C., & Sala, S. (2023):** *Building a balancing system for food waste accounting at national level: Model updates version 2.0*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2760/374244>

**De Laurentiis, V., Orza, V., & Sala, S. (2024):** *Modelling the land footprint of EU consumption - Methodology and results of the LAFO model version 2.0 ; 12.07.2024* (No. JRC137757). Publications Office of the European Union. Verfügbar unter: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC137757>

**Deblitz, C., Efken, J., Banse, M., Isermeyer, F., Rohlmann, C., Tergast, H., Thobe, P., & Verhaagh, M. (2021):** *Politikfolgenabschätzung zu den Empfehlungen des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung*.

**Destatis (2024):** *Landwirtschaftszählung 2020*. Verfügbar unter: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft->

---

Fischerei/Landwirtschaftliche-Betriebe/Publikationen/Downloads-Landwirtschaftliche-Betriebe/statistischer-bericht-eigentums-pachtverhaeltnisse-2030216239005.html

**Destatis (2025):** *Landwirtschaftliche Bodennutzung nach ausgewählten Hauptnutzungsarten*. Verfügbar unter: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/flaechen-hauptnutzungsarten.html>

**Diepenbrock, W., Ellmer, F., & Léon, J. (2016):** *Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung* (4., überarbeitete Auflage). Verlag Eugen Ulmer.

**Domke, N., Gocht, A., & Grethe, H. (2025):** Opportunity costs of rewetting agriculturally used organic soils in Germany. *Schriften Der Gesellschaft Für Wirtschafts- Und Sozialwissenschaften Des Landbaues e.V., Band 60*. Verfügbar unter: <https://www.gewisola.de/schriftenreihe>

**EFSA (2013):** Scientific Opinion on Dietary Reference Values for energy. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). *EFSA Journal*, 11(1), 3005. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3005>

**EFSA (2017):** *Dietary Reference Values for nutrients Summary report*. Verfügbar unter: [https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2017\\_09\\_DRVs\\_summary\\_report.pdf](https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2017_09_DRVs_summary_report.pdf)

**EFSA Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed (FEEDAP), Bampidis, V., Azimonti, G., Bastos, M. de 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., ... 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). *EFSA Journal*, 19(11), e06905. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6905>

**Ellen, H., & Leenstra, F. (2012):** *Vleeskuikenproductiesystemen in Nederland*.

**Europäische Kommission (2025a):** *Factsheet: Europe's Budget. National and Regional Partnership Plans*. Verfügbar unter: [https://commission.europa.eu/document/download/3fb8dd83-268e-4e18-b446-cf8963719e0b\\_en?filename=MFF\\_National\\_Regional\\_Partnership\\_06.08.pdf](https://commission.europa.eu/document/download/3fb8dd83-268e-4e18-b446-cf8963719e0b_en?filename=MFF_National_Regional_Partnership_06.08.pdf)

**Europäische Kommission (2025b):** *Spending and revenue - Data 2000-2023*. EU Spending and Revenue 2021-2027. Verfügbar unter: [https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/eu-budget/long-term-eu-budget/2021-2027/spending-and-revenue\\_en](https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/eu-budget/long-term-eu-budget/2021-2027/spending-and-revenue_en)

**Europäische Kommission (2025c, September 17):** *Factsheet: Europe's Budget. For a resilient, competitive and sustainable EU agriculture*. Verfügbar unter: [https://commission.europa.eu/document/download/ad322c15-f867-4989-b39b-697607fb7b10\\_en?filename=MFF\\_Factsheet-Agri-16-07-2025\\_0.pdf](https://commission.europa.eu/document/download/ad322c15-f867-4989-b39b-697607fb7b10_en?filename=MFF_Factsheet-Agri-16-07-2025_0.pdf)

**European Commission (2023):** *Food-based dietary guidelines in Europe: Source documents*. Verfügbar unter: [https://knowledge4policy.ec.europa.eu/health-promotion-knowledge-gateway/food-based-dietary-guidelines-europe-source-documents-food\\_en](https://knowledge4policy.ec.europa.eu/health-promotion-knowledge-gateway/food-based-dietary-guidelines-europe-source-documents-food_en)

**European Commission (2025):** *Agri-food data portal | Agricultural markets*. Verfügbar unter: [https://agridata.ec.europa.eu/extensions/DataPortal/agricultural\\_markets.html](https://agridata.ec.europa.eu/extensions/DataPortal/agricultural_markets.html)

**Eurostat (2023a):** *Dairy product*. Verfügbar unter: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Dairy\\_product](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Dairy_product)

---

**Eurostat (2023b):** *Food waste and food waste prevention – estimates*. Verfügbar unter:

[https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Food\\_waste\\_and\\_food\\_waste\\_prevention\\_-\\_estimates](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Food_waste_and_food_waste_prevention_-_estimates)

**Eurostat (2023c):** *Livestock unit (LSU)*. Verfügbar unter: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock\\_unit\\_\(LSU\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_(LSU))

**Eurostat (2023d):** *Population projections at national level*. Verfügbar unter:

[https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/PROJ\\_23NP\\_\\_custom\\_6322165/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/PROJ_23NP__custom_6322165/default/table?lang=en)

**Eurostat (2025):** *HICP – annual data (average index and rate of change)*. Verfügbar unter:

[https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/prc\\_hicp\\_aind\\_\\_custom\\_18647121/default/table](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/prc_hicp_aind__custom_18647121/default/table)

**FAOSTAT (2024):** *FAOSTAT Food Balances*. Verfügbar unter: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>

**Finck, P., Riecken, U., & Schröder, E. (2002):** *Pasture landscapes and nature conservation: New strategies for the preservation of open landscapes in Europe* (pp. 1–13). Springer. Verfügbar unter:

[https://doi.org/10.1007/978-3-642-55953-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-55953-2_1)

**FNR (2014):** *Leitfaden feste Biobrennstoffe: Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen im mittleren und großen Leistungsbereich*. FNR. Verfügbar unter: <https://mediathek.fnr.de/leitfaden-feste-biobrennstoffe.html>

**Fuchs, C., Gütschow, P., Rose, S., Löbel, J., & Skau, K. (2021):** *Herausforderungen für die ländliche Entwicklung: Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Perspektiven* (No. 56; pp. 305–318). Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.

**Gocht, A., & Witzke, H. P. (2022):** *CAPRI*. Verfügbar unter: <https://www.capri-model.org/>

**Gocsik, É., Brooshooft, S. D., De Jong, I. C., & Saatkamp, H. W. (2016):** Cost-efficiency of animal welfare in broiler production systems: A pilot study using the Welfare Quality® assessment protocol. *Agricultural Systems*, 146, 55–69. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.04.001>

**Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2011):** *Global Food Losses and Food Waste – Extent, Causes and Prevention*.

**Herrero, E., Teresa, M., & Bescós, B. (2015):** *LIFE + MANEV: Evaluation of manure management systems and treatment technologies in Europe*.

**Hilhorst, M. A., Melse, R. W., Willers, H. C., Groenestein, C. M., & Monteny, G. J. (2002):** *Reduction of Methane Emissions from Manure*. Verfügbar unter: <https://edepot.wur.nl/303610>

**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. *Waste Management*, 161, 61–71. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.018>

**Holzner (2022):** *Perspektiven der Milchproduktion und -verarbeitung in Deutschland*. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Verfügbar unter: [https://idf-germany.com/wp-content/uploads/2022/11/Studie\\_Perspektiven\\_Milch2030-1.pdf](https://idf-germany.com/wp-content/uploads/2022/11/Studie_Perspektiven_Milch2030-1.pdf)

**Ibidhi, R., & Calsamiglia, S. (2020):** Carbon footprint assessment of Spanish dairy cattle farms: Effectiveness of dietary and farm management practices as a mitigation strategy. *Animals*, 10(11), Article 11. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3390/ani10112083>

---

**International Energy Agency (2022):** *Direct Air Capture: A key technology for net zero*. OECD. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1787/bbd20707-en>

**IPCC (2013):** *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Verfügbar unter: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5\\_all\\_final.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf)

**Ippenberger, B., & Hofmann, G. (2022):** *Tierwohl in der Milchviehhaltung: Zusätzlicher Kostenaufwand trifft kleinere (bayerische Anbinde-) Betriebe am härtesten*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Institut für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur. Verfügbar unter: <https://www.lfl.bayern.de/iba/tier/299320/index.php>

**Jansson, T., & Heckeley, T. (2011):** Estimating a Primal Model of Regional Crop Supply in the European Union. *Journal of Agricultural Economics*, 62(1), 137–152. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2010.00270.x>

**Jeangros, B., & Courvoisier, N. (2019):** *Optimale Fruchtfolgen im Ackerbau*. Agroscope. Verfügbar unter: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/42952>

**Jürgens, K., & Becker, T. (2021):** *Tierwohl für Kühe – bezahlbar? Analyse der Kosten für mehr Tierwohl in deutschen Milchkuhbetrieben*. Büro für Agrarsoziologie und Landwirtschaft.

**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. *Journal of Dairy Science*, 106(2), 927–936. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22211>

**Kelm, T., & Stauch, D. (2025):** *Flächeninanspruchnahme von PV-Freiflächenanlagen, Update 2024*. Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg (ZSW). Verfügbar unter: [https://www.zsw-bw.de/fileadmin/user\\_upload/Flaecheninanspruchnahme\\_PV-FFA\\_\\_Update\\_2024.pdf](https://www.zsw-bw.de/fileadmin/user_upload/Flaecheninanspruchnahme_PV-FFA__Update_2024.pdf)

**Ketelsen, M., Gütschow, P., Fuchs, C., Löbel, J., & Rose-Meierhöfer, S. (2017):** *Stand und wirtschaftliche Implikationen des Tierwohls in der Milchviehhaltung*. German Association of Agricultural Economists (GEWISOLA), 57th Annual Conference, Weihenstephan, Germany. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.262161>

**Kirner, L., & Stürmer, B. (2023):** Tierwohl als Chance für mehr Diversität in der österreichischen Landwirtschaft: Erkenntnisse für die Agrarbildung in Österreich am Beispiel der Mehrkosten und persönlichen Erfahrungen in der Schweinehaltung. *R&E-SOURCE*, 10. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.53349/resource.2023.i3.a1128>

**Klimont, Z., & Brink, J. (2004):** *Modelling of Emissions of Air Pollutants and Greenhouse Gases from Agricultural Sources in Europe*. Verfügbar unter: <https://pure.iasa.ac.at/7400/1/IR-04-048.pdf>

**Knapp, N., Wellbrock, N., Bielefeldt, J., Dühnelt, P., Hentschel, R., & Bolte, A. (2024):** From single trees to country-wide maps: Modeling mortality rates in Germany based on the Crown Condition Survey. *Forest Ecology and Management*, 568, 122081. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122081>

**Kolbe, H. (2008):** *Fruchtfolgegrundsätze im Ökologischen Landbau*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Verfügbar unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13610/documents/15574>

**KTBL (2024):** *Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas*. Verfügbar unter: <https://daten.ktbl.de/biogas/startseite.do;jsessionid=EB51CD5EEB35E8735AFACEF400E7C598>

---

**Küest, S. (2014):** *Erprobung von praxistauglichen Lösungen zum Verzicht des Kupierens der Schwänze bei Schweinen unter besonderer Betrachtung der wirtschaftlichen Folgen : betriebswirtschaftliche Bewertung.*

**Land24 GmbH (2024):** *Fruchtfolgen: Grundsätze und Empfehlungen.* Verfügbar unter: [https://www.raiffeisen.com/pflanzen/ackermanager/saatgut\\_fruchtfolge.html](https://www.raiffeisen.com/pflanzen/ackermanager/saatgut_fruchtfolge.html)

**Leip, A., Britz, W., Weiss, F., & de Vries, W. (2011):** Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159(11), 3243–3253. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>

**LfL (2024):** *Biogasausbeuten verschiedener Substrate.* Verfügbar unter: <https://www.lfl.bayern.de/iba/energie/049711/>

**Luo, J., Ledgard, S., Wise, B., Welten, B., Lindsey, S., Judge, A., & Sprosen, M. (2015):** Effect of dicyandiamide (DCD) delivery method, application rate, and season on pasture urine patch nitrous oxide emissions. *Biology and Fertility of Soils*, 51(4), 453–464. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s00374-015-0993-4>

**Ma, C., Dalby, F. R., Feilberg, A., Jacobsen, B. H., & Petersen, S. O. (2022):** Low-Dose Acidification as a Methane Mitigation Strategy for Manure Management. *ACS Agricultural Science & Technology*, 2(3), 437–442. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.2c00034>

**Majewski, E., Malak Rawlikowska, A., Gebaska, M., Hamulczuk, M., & Harvey, D. (2012):** *Cost-effectiveness Assessment of Improving Animal Welfare Standards in European Agriculture.*

**Mantau, U. (2025):** *Modellierung des Stoffstroms Holz von der Fertigware zum Waldholz. Kreislaufwirtschaftsmodell Holz (TRAW, Total Resource Assessment of Wood) [Teilbericht des DIFENs-Projektes].* Verfügbar unter: <https://info.eu/img/P-2025-01-TRAW-Modell.pdf>

**Minet, E. P., Jahangir, M. M. R., Krol, D. J., Rochford, N., Fenton, O., Rooney, D., Lanigan, G., Forrestal, P. J., Breslin, C., & Richards, K. G. (2016):** Amendment of cattle slurry with the nitrification inhibitor dicyandiamide during storage: A new effective and practical N<sub>2</sub>O mitigation measure for landspreading. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 215, 68–75. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.014>

**Ministry of Food, Agriculture and Fisheries of Denmark (2021):** *The official dietary guidelines: Good for health and climate.* Ministry of Food, Agriculture and Fisheries The Danish Veterinary and Food Administration. Verfügbar unter: [https://foedevarestyrelsen.dk/Media/638194807769097944/Danish\\_Official\\_Dietary\\_Guidelines\\_Good\\_for\\_Health\\_and\\_climate\\_2021\\_PRINT\\_ENG\\_\\_webtil.pdf](https://foedevarestyrelsen.dk/Media/638194807769097944/Danish_Official_Dietary_Guidelines_Good_for_Health_and_climate_2021_PRINT_ENG__webtil.pdf)

**Mrotzek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönnig, N., & Couwenberg, J. (2020):** Mass Balances of a Drained and a Rewetted Peatland: on Former Losses and Recent Gains. *Soil Systems*, 4(1), 14.

**Ngwabie, N. M., Gordon, R. J., VanderZaag, A., Dunfield, K., Sissoko, A., & Wagner-Riddle, C. (2016):** The extent of manure removal from storages and its impact gaseous emissions. *Journal of Environmental Quality*, 45(6), 2023–2029. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2134/jeq2016.01.0004>

**Noack, M. E., Tietjens, F., & Latacz-Lohmann, U. (2023):** *Erfolgsorientierte Agrarprämie. Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft.* Verfügbar unter: <https://doi.org/10.12767/buel.v101i2.470>

**Nordt, A., Hirschelmann, S., Lechtape, C., & Neubert, J. (2024):** Guidelines for implementation of paludiculture. *Proceedings of the Greifswald Mire Centre*, 06, 144.

---

Offermann, R., Seidenberger, T., Thrän, D., Kaltschmitt, M., Zinoviev, S., & Miertus, S. (2011): Assessment of global bioenergy potentials. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 16(1), 103–115. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9247-9>

Özbek, F. Ş., Leip, A., Weiss, F., & Garcia, G. C. (2015): *Regionalisation of Nitrogen Balances with the CAPRI Model (RegNiBal)* (No. JRC96482). JRC - Joint Research Center. Verfügbar unter: [https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC96482/regnibal\\_final\\_pubsyjr96482.pdf](https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC96482/regnibal_final_pubsyjr96482.pdf)

Pérez Domínguez, I., Fellmann, T., Witzke, P., Weiss, F., Hristov, J., Himics, M., Barreiro-Hurlé, J., Gómez-Barbero, M., & Leip, A. (2020): *Economic Assessment of GHG Mitigation Policy Options for EU Agriculture: A Closer Look at Mitigation Options and Regional Mitigation Costs (EcAMPA 3)*. Verfügbar unter: <https://data.europa.eu/doi/10.2760/4668>

Project Together, & Esri Deutschland (2025): *Eignung von Moorflächen zur Paludikultur auf kommunaler Ebene in Deutschland* [Data set]. Verfügbar unter: <https://projecttogether.maps.arcgis.com/apps/dashboards/7137628bfdeb4609b6cdefac05f57873>

Reiner, D., Abegg, M., Nava, L., & Clulow, Z. (2020): *Final Report on Expert Elicitation for NETPs. NEGEM project report*. Verfügbar unter: [https://www.negemproject.eu/wp-content/uploads/2023/08/NEGEM\\_D5.4-Expert-elicitation.pdf](https://www.negemproject.eu/wp-content/uploads/2023/08/NEGEM_D5.4-Expert-elicitation.pdf)

Rieger, J., Freund, F., Offermann, F., Geibel, I., & Gocht, A. (2023): From fork to farm: Impacts of more sustainable diets in the EU-27 on the agricultural sector. *Journal of Agricultural Economics*, 74(3), 764–784. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12530>

Schäfer, A. C., Boeing, H., Conrad, J., & Watzl, B. (2024): Wissenschaftliche Grundlagen der lebensmittelbezogenen Ernährungsempfehlungen für Deutschland. Methodik und Ableitungskonzepte. *Ernährungs Umschau*, 71(3): M158–66. e5–7. Verfügbar unter: [https://www.ernaehrungs-umschau.de/fileadmin/Ernaehrungs-Umschau/pdfs/pdf\\_2024/03\\_24/EU03\\_2024\\_M158\\_M166\\_Online.pdf](https://www.ernaehrungs-umschau.de/fileadmin/Ernaehrungs-Umschau/pdfs/pdf_2024/03_24/EU03_2024_M158_M166_Online.pdf)

Simon, P. L., Dieckow, J., Zanatta, J. A., Ramalho, B., Ribeiro, R. H., van der Weerden, T., & de Klein, C. A. M. (2020): Does *Brachiaria humidicola* and dicyandiamide reduce nitrous oxide and ammonia emissions from cattle urine patches in the subtropics? *The Science of the Total Environment*, 720, 137692. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137692>

Soimakallio, S., Böttcher, H., Niemi, J., Mosley, F., Turunen, S., Hennenberg, K. J., Reise, J., & Fehrenbach, H. (2022): Closing an open balance: The impact of increased tree harvest on forest carbon. *GCB Bioenergy*, 14(8), 989–1000. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12981>

Spoolder, H., Bokma, M., Harvey, D., Keeling, L., Majewsky, E., de Roest, K., & Schmid, O. (2011): *EconWelfare findings, conclusions and recommendations concerning effective policy instruments in the route towards higher animal welfare in the EU*.

Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S. J., Herrero, M., Carlson, K. M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L. J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., ... Willett, W. (2018): Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728), 519–525. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>

Statista (2025): *Inflationsrate in Deutschland bis 2024*. Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1046/umfrage/inflationsrate-veraenderung-des-verbraucherpreisindexes-zum-vorjahr/>

---

**Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2024):** *Regionaldatenbank Deutschland* [Text]. 41141-06-01-4: Landwirtschaftliche Betriebe und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Eigentums- und Pachtverhältnissen – Jahr – regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte. Verfügbar unter: <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online?operation=previous&levelindex=0&step=0&titel=&levelid=1721223034995&acceptscookies=false>

**Suleiman, A. K. A., Gonzatto, R., Aita, C., Lupatini, M., Jacques, R. J. S., Kuramae, E. E., Antonioli, Z. I., & Roesch, L. F. W. (2016):** Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 71–82. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.002>

**Tergast, H. T. (2023):** *Produktionsökonomische Analyse von Tierwohlmaßnahmen in typischen Milchviehbetrieben Nordwestdeutschlands*. Georg-August-University Göttingen. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.53846/goediss-10221>

**Thiele, S., & Thiele, H. (2020):** *Zusatzkosten in der Milcherzeugung und -verarbeitung unter Einhaltung verschiedener Tierwohlstandards*. Institut für Ernährungswirtschaft e.V.

**Thünen-Institut (2024):** Bundeswaldinventur (BWI-4). *Vierte Bundeswaldinventur*. Verfügbar unter: <https://bwi.info/>

**Thünen-Institut (2025):** *Holzeinschlag und Rohholzverwendung der Bundesrepublik Deutschland in der Zeitreihe der Jahre 1995 bis 2024 in Mio. m<sup>3</sup>* (Holzeinschlag Und Rohholzverwendung). Verfügbar unter: [https://www.thuenen.de/media/institute/wf/HM\\_div\\_Statistik\\_Dateien/Dateien\\_-\\_Bilanzen\\_-\\_Tabellen/Wald/Einschlagrueckrechnung/de\\_tab\\_Einschlagrueckrechnung\\_Einschlag\\_und\\_Verwendung.pdf](https://www.thuenen.de/media/institute/wf/HM_div_Statistik_Dateien/Dateien_-_Bilanzen_-_Tabellen/Wald/Einschlagrueckrechnung/de_tab_Einschlagrueckrechnung_Einschlag_und_Verwendung.pdf)

**UBA (2025a):** *Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2025. Nationales Inventardokument zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2023* (No. 39/2025; Climate Change, p. 930). Umweltbundesamt. Verfügbar unter: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/39\\_2025\\_cc\\_nid\\_2025\\_de\\_u.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/39_2025_cc_nid_2025_de_u.pdf)

**UBA (2025b):** *Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger 2023* (p. 173). Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.60810/OPENUMWELT-7687>

**UNFCCC (2025):** *National Inventory Submissions 2025* [Data set]. Verfügbar unter: <https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2025>

**USDA (2024):** *FoodData Central U.S. Department of Agriculture*. Verfügbar unter: <https://fdc.nal.usda.gov/fdc-app.html#/food-search?query=&type=Foundation>

**Vissers, L. S. M., de Jong, I. C., van Horne, P. L. M., & Saatkamp, H. W. (2019):** Global Prospects of the Cost-Efficiency of Broiler Welfare in Middle-Segment Production Systems. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 9(7), 473. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3390/ani9070473>

**von Behr, W., Bemann, A., Michalk, K., Große, W., Ehm, T., & Gerdes, G. (2012):** *Kurzumtriebsplantagen: Anlage, Pflege, Ernte und Wertschöpfung*. Verfügbar unter: <https://www.dlg.org/de/landwirtschaft/themen/bioenergie/forstwirtschaft/dlg-merkblatt-371>

**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: Input data and emission results*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3220/DATA20220308095141>

---

**WBAE (2015):** *Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung*. Wissenschaftlicher Beirat für agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Verfügbar unter: [https://www.bmleh.de/SharedDocs/Downloads/DE/\\_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/GutachtenNutztierhaltung.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](https://www.bmleh.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/GutachtenNutztierhaltung.pdf?__blob=publicationFile&v=2)

**WHO European Region (2023):** *The Diet Impact Assessment model: a tool for analyzing the health, environmental and affordability implications of dietary change*. World Health Organization. Verfügbar unter: <https://www.who.int/europe/publications/i/item/WHO-EURO-2023-8349-48121-71370>

**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., de Vries, W., Sibanda, L. M., ... Murray, C. J. L. (2019):** Food in the Anthropocene: The EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. Verfügbar unter: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

**Wittnebel, M., Frank, S., & Tiemeyer, B. (2023):** *Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland* (No. 212; Thünen Working Paper).

**Witzke, H. P., Goetz, C., Kesting, M., Jansson, T., Dachbrodt-Saaydeh, S., & Strassmeyer, J. (2021):** *Implementation of model adjustments for fertilizer restriction policies in the EU: Modelling policy restrictions on fertilizer and pesticide use in EU agriculture with CAPRI* (No. Deliverable D4). JRC, Joint Research Center.

**Witzke, H. P., Van Doorslaer, B., Huck, I., Salputra, G., Fellmann, T., Drabik, D., Weiss, F., & Leip, A. (Eds) (2014):** *Assessing the importance of technological non-CO2 GHG emission mitigation options in EU agriculture with the CAPRI model*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.182676>