



Berichte über Landwirtschaft

Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft

BAND 100 | Ausgabe 2

Agrarwissenschaft
Forschung

Praxis

Besonderheiten des Klimaschutzes im Agrar- und Ernährungssystem – was müssen wir neu denken?

von Peter Breunig und Marcus Mergenthaler

Inhaltsverzeichnis

1.	<i>Einleitung</i>	2
2.	<i>Vorschläge zur Emissionsreduktion im Agrar- und Ernährungssektor</i>	3
3.	<i>Bewertung der Methanemissionen aus der Tierhaltung</i>	4
3.1	Historische Verantwortung vs. Beitrag zur Lösung	6
3.2	Globale Fairness	7
3.3	„Klimaneutralität“ und Bezugsraum	7
3.4	Fazit zu GWP*	8
4	<i>Fehlkonzeptionen von Treibhausgasen</i>	8
4.1	Vereinfachung von Treibhausgasen als nationale externe Kosten	8
4.2	Berücksichtigung kurzfristiger CO ₂ -Bindung in Erntegütern	9
5	<i>Konzept und Bedeutung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten</i>	10
5.1	Konzept der Kohlenstoff-Opportunitätskosten	10
5.2	Summe der Klimavorteile	13
6	<i>Implikationen der Berücksichtigung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten</i>	17
6.1	Ertrag und klimaoptimale Flächennutzung	17
6.2	Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) und die Bedeutung der Ernährung	21
6.3	Anbaubiomasse für Bioenergie und Flächennutzung	23
6.4	Vorteile der Tierhaltung	24
6.5	Klimaneutrale Landwirtschaft und True Cost Accounting	26
6.6	Erzeugung und Konsum innerhalb nationaler Grenzen	28
6.7	Änderungen auf der Konsumseite vs. Ökoineffizienz eines Agrarsystems	32
6.8	Ökobilanzen und Ökonomische Modelle vs. Kohlenstoff-Opportunitätskosten	33
6.9	Umfassende Bewertung von Agrarsystemen	37
7	<i>Schlussfolgerung</i>	40
	Zusammenfassung	42
	Summary	43
	Literatur	44

1. Einleitung

Mehr Klimaschutz durch den Agrar- und Ernährungssektor ist essenziell, um der Klimakrise entgegenzuwirken: Selbst wenn wir sofort aus der Nutzung aller fossiler Energieträger ausstiegen, würden die aktuellen Trends im globalen Agrar- und Ernährungssystem eine Erreichung des 1,5°C-Ziels verhindern und des 2°C-Ziels in Gefahr bringen (Clark et al., 2020). Das globale Agrar- und Ernährungssystem – also die Landwirtschaft mit allen ihr zugehörigen vor- und nachgelagerten Branchen – ist weltweit aktuell für ca. ein Drittel aller Treibhausgasemissionen verantwortlich, in der EU liegt der Anteil bei ca. 30% (siehe Tabelle 1). Die Landwirtschaft, Landnutzung und Landnutzungsänderung machen davon wiederum zwei Drittel aus, in erster Linie in Form von Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Global betrachtet sind die Landnutzung und Landnutzungsänderung nach den geltenden Bilanzierungsregeln die größten Emissionsquellen. Dazu gehören insbesondere die Umwandlung von natürlicher Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche, die Umwandlung von Grünland in Ackerland und die Bewirtschaftung organischer Böden. Für Methan mit seiner noch zu erläuternden spezifischen Klimawirkung sind Wiederkäuer die wichtigsten Emittenten im Bereich Landwirtschaft. Innerhalb der EU haben nach den geltenden Bilanzierungsregeln die Methanemissionen der Wiederkäuer mit 18% den höchsten Anteil an den Treibhausgasemissionen des Agrar- und Ernährungssystems (Crippa et al., 2021).

Tabelle 1:
Treibhausgasemissionen des Agrar- und Ernährungssystems; Quelle: eigene Tabelle nach Crippa et al. 2021

	Global 2015	EU 2015
Landnutzung & Landnutzungsänderung	32%	9%
Pflanzenbau (Düngung (N ₂ O) & Reis (CH ₄))	13%	10%
Verdauung Wiederkäuer	17%	18%
Organische Düngung	2%	7%
Sonstige Produktion	8%	12%
Transport	5%	8%
Verarbeitung und Lebensmittelherstellung	4%	7%
Verpackung	5%	7%
Einzelhandel	4%	11%
Konsum	3%	2%
Entsorgung	9%	8%
Gesamt*	100%	100%
Anteil an allen Emissionen	33%	30%

*Summen-Differenzen durch Rundung

Ziel dieses Beitrags ist es die Klimawirkung des Agrar- und Ernährungssystems differenzierter zu bewerten. Die Betrachtung geschieht vor dem Hintergrund der Klimaschutzpotentiale des Agrar- und Ernährungssystems, der besonderen Wirkung von Methan als Treibhausgas und der Einbeziehung der Landnutzung über Kohlenstoff-Opportunitätskosten. Grundlage hierfür sind in den letzten Jahren publizierte Studien, die eine differenziertere Betrachtung bisher diskutierter Maßnahmen für den Klimaschutz auf Grund der Neubewertung von Methanemissionen und der Berücksichtigung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten nahelegen. Es sollen damit Ansätze für neue Politikoptionen zur Steuerung eines effizienteren Klimaschutzes im Agrar- und Ernährungssystem aufgezeigt werden.

2. Vorschläge zur Emissionsreduktion im Agrar- und Ernährungssektor

Zu möglichen Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen des Agrar- und Ernährungssystems wurden in den letzten Jahren eine Vielzahl von Studien veröffentlicht. Eine Auswahl wichtiger Veröffentlichungen und deren Vorschläge werden in Tabelle 2 dargestellt. Innerhalb der dort aufgeführten Literatur existiert ein breiter Konsens, dass eine Verringerung von Nahrungsmittelverlusten und -verschwendung, sowie die Reduktion von Produktionsemissionen in der Landwirtschaft (z.B. Lachgasemissionen der Düngung, Methanemissionen durch die Verdauung von Wiederkäuern) zu deutlichen Klimaschutzzvorteilen führt. Auch Maßnahmen zur Kohlenstoff-Sequestrierung, wie die Regeneration von Mooren und anderer wertvoller Naturräume oder die Neuanlage von Agroforstsystemen, werden von den meisten betrachteten Studien als vorteilhaft für das Klima beschrieben. Etwas differenzierter fällt die Bewertung des Potentials von Kohlenstoff-Sequestrierung durch Humusaufbau in landwirtschaftlich genutzten Böden aus: hier wird vereinzelt das Gesamtpotential in Frage gestellt (Searchinger und Ranganathan, 2020).

In zwei Bereichen divergiert die Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen innerhalb der betrachteten Literatur deutlich: Zum einen bei der Frage, wie groß der Vorteil einer Reduktion tierischer Lebensmittel ist und zum anderen, ob intensive oder extensive Agrarsysteme vorteilhafter für den Klimaschutz sind. Beiden Fragen liegen zwei wissenschaftliche Diskurse zu Grunde, die im Folgenden dargestellt werden:

- 1) die Neubewertung der Methanemissionen aus der Tierhaltung und
- 2) die Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten bei der Landnutzung.

Tabelle 2:

Vorschläge zur Emissionsreduktion im Agrar- und Ernährungssektor.

„+“ = Klimaschutzvorteil; „0“ = kein wesentlicher Klimaschutz einfluss; leere Zelle: keine Erwähnung;

Quelle: eigene Tabelle

	(IPCC, 2019)	(Searchinger et al., 2019)	(Clark et al., 2020)	(Liu, Proudman und Mitloehner, 2021)	(EU Kommission, 2022)	(Searchinger et al., 2021)	(BMEL, 2021)	(WBAE, 2020)	(Grethe et al., 2021)	(BCG, 2019)	(ZKL, 2021)	(Öko-Institut, 2021)	(Kuhlmann, 2021)
Anteil tierischer Produkte in der Ernährung verringern	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	0
Verluste reduzieren	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	
Agrarsysteme extensivieren					+		+	0		+	+	+	
Agrarsysteme intensivieren	+	+	+			+							
Produktions-emissionen reduzieren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Humusaufbau in landw. Böden	+	0			+		+	0		+	+	+	
Agroforst	+	+			+		+			+	+	+	
Schutz und Regeneration von Mooren und anderen Naturräumen	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	

3. Bewertung der Methanemissionen aus der Tierhaltung

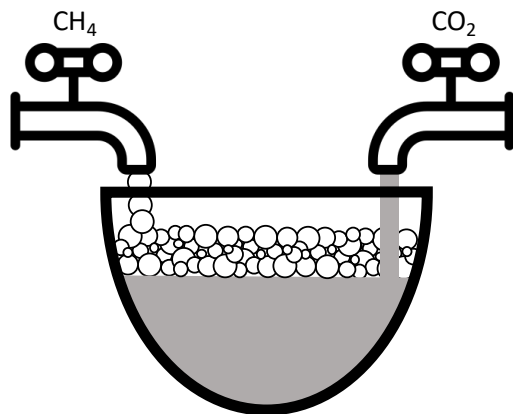
Um die Klimawirkung unterschiedlicher Treibhausgase zu aggregieren, wird in vielen Fällen deren Treibhausgaspotential (Global Warming Potential, GWP) genutzt, um sog. CO₂-Äquivalente (CO₂e) zu berechnen. Dieses Treibhausgaspotential bezieht sich in den meisten Fällen auf die Erwärmungswirkung eines Treibhausgases in einem Zeitraum von 100 Jahren (GWP₁₀₀). Im Falle von Methan (CH₄) liegt dieser Wert bei 27, was bedeutet, dass über 100 Jahre hinweg die erwartete Erwärmungswirkung von 1 t Methan 27 t CO₂ entspricht (Parlasca und Qaim, 2022).

Die Berechnung von CO₂-Äquivalenten berücksichtigt nicht die unterschiedliche Lebensdauer von Klimagasen in der Atmosphäre: Beispielsweise besitzt Methan in der Atmosphäre nur eine

durchschnittliche Lebensdauer von ca. 12 Jahren und wird dort zu Wasser und CO₂ oxidiert, wohingegen CO₂ deutlich über 100 Jahre bestehen bleibt. 2018 haben Allen et al. mit „GWP*“ eine alternative Metrik zur Berechnung von Treibhausgasäquivalenten vorgestellt, die die unterschiedliche Lebensdauer von Treibhausgasen berücksichtigt und bereits in mehreren Publikationen Einzug gefunden hat (Allen et al., 2018; Cain et al., 2019; Allen et al., 2022). Gerade für die Bewertung der Klimawirkung der Landwirtschaft ist diese ergänzende Bewertung des Methans von großer Bedeutung, da dieses Treibhausgas einen wesentlichen Anteil der Emissionen, insbesondere in der Tierhaltung, ausmacht.

Im konkreten Fall der biogenen Methanemissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern kann die Bewertung nach dem ergänzenden Treibhausgaspotentialansatz GWP* beispielhaft folgendermaßen dargestellt werden: Wiederkäuer wandeln den durch Futterpflanzen aufgenommenen Kohlenstoff (in Form von CO₂) in das deutlich klimaschädlichere Methan um, das dann aber nach ca. 12 Jahren zu Wasser und CO₂ oxidiert und das dann wiederum von Futterpflanzen aufgenommen werden kann. Somit entsteht ein Kohlenstoffkreislauf und bei konstanten Methanemissionen kommt es in etwa zu einem Fließgleichgewicht aus Methanemissionen und Methanabbau.

Vergleichbar ist diese Situation mit einer Badewanne, die durch zwei Hähne gespeist wird (siehe Darstellung 1): aus dem rechten Hahn kommt Wasser (entspricht hier CO₂), aus dem linken Schaum (entspricht hier CH₄).



Darstellung 1: Beispielhafte Darstellung der Klimawirkung von Methan- (CH₄) und CO₂-Emissionen, Quelle: eigene Darstellung

Werden beide Hähne in gleicher Weise geöffnet, wird der Wasserstand konstant ansteigen. Die darüber liegende Schaumschicht wird aber nur eine gewisse Höhe erreichen, da ab einem Punkt der Zufluss und der Abbau von Schaum sich gegenseitig ausgleichen werden. Sobald beide Hähne geschlossen werden, bleibt der Wasserstand über einen langen Zeitraum im Wesentlichen erhalten. Die Schaumschicht wird sich aber zügig abbauen und nur zu einem geringen Anstieg beim Wasserstand beitragen. Wird die Menge aus dem Schaumhahn reduziert, führt dies zu einem Absinken des Gesamtpegels, da der Schaumabbau schneller passiert als der Nachschub erfolgt.

Entsprechend dieser Analogie führt die GWP*-Metrik bei biogenen Methanemissionen, wie beispielsweise von Wiederkäuern, zu einem Umdenken:

Eine konstante Rinderherde hat nur einen sehr geringen Einfluss auf die Erderwärmung, da der Ausstoß an Methan und der Abbau sich in etwa aufheben und dadurch ein Fließgleichgewicht entsteht. Wird die Herde aufgestockt kommt es zu einer deutlichen Verstärkung der Erderwärmung. Wird die Herde reduziert oder bei gleichbleibender Herdengröße die Emissionen durch Züchtung oder Anpassung der Fütterung verringert, kommt es nicht nur zu einer reduzierten Erwärmung oder einem konstant halten sondern sogar zu einem Kühlungseffekt – weil der natürliche Abbau des Methans weitergeht, aber weniger Methan hinzukommt (Liu, Proudman und Mitloehner, 2021).

Einzelne Autoren*innen leiten aus der oben dargestellten Neubewertung von Methan ab, dass eine Reduktion des Konsums von Rindfleisch und Milch nicht notwendig sei, da konstante Methanemissionen aus der Tierhaltung keinen zusätzlichen Einfluss auf die Erderwärmung hätten (Kuhlmann, 2021; Fokus Fleisch, 2021). Werden jedoch Methanemissionen aus der Tierhaltung reduziert, führt dies zu einer Abschwächung der Erderwärmung bzw. „Abkühlung“, was wie eine Treibhausgasenke betrachtet werden kann. Hier sehen einige Autor*innen die Möglichkeit, dass durch eine Reduktion der Methanemissionen auf Basis produktionstechnischer Maßnahmen bei gleichbleibendem Leistungsniveau klimaneutrales Rindfleisch und Milch erzeugt werden könnte (CLEAR Center, 2021).

Diesen Argumenten stehen folgende Gegenargumente entgegen:

3.1 Historische Verantwortung vs. Beitrag zur Lösung

Eine konstante Rinderherde hat einen marginalen Einfluss auf eine zusätzliche globale Erwärmung. Damit könnte grundsätzlich hinterfragt werden, ob der Rinderhaltung eine historische Verantwortung an der Klimaveränderung zugewiesen werden sollte – unter der Voraussetzung, dass anthropogene Methanemissionen aus der Wiederkäuerhaltung seit dem Beginn der anthropogenen Klimaerwärmung konstant geblieben wären. Wird diese rückblickende Perspektive von moralischer Bewertung und von historischer Verantwortung losgelöst und pragmatisch als „versunkene Kosten“ betrachtet, ergibt sich ein nach vorne gerichteter Blick auf Handlungsoptionen. Würde die Tierzahl reduziert werden, könnten deutliche und kurzfristig wirksame Kühlungseffekte genutzt und damit ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden.

In der öffentlichen Debatte um die Klimawirkung der Tierhaltung wird oftmals der Fokus auf die Frage der historischen Verantwortung bzw. die Schuldfrage gelegt. Die Frage nach der historischen Verantwortung bzw. der Schuld ist für die Lösung der Klimakrise jedoch nicht direkt hilfreich – möglicherweise jedoch indirekt, wenn im Sinne der Klimagerechtigkeit nationale und individuelle

Restbudgets zu bewerten sind (siehe nächstes Teilkapitel). Sektorale entscheidend ist, welchen Beitrag zur Lösung der Klimakrise ein Wirtschaftsbereich leisten kann. Hier bestehen substantielle Potentiale durch eine Ernährungsveränderung in Richtung weniger Konsum von Rindfleisch und Milchprodukten und eine damit einhergehende globale Bestandesveränderung. Für den Klimaschutz ist es unerheblich, ob wir durch eine geringere Anzahl an Rindern die Erde weniger erwärmen (Betrachtung GWP_{100}) oder abkühlen (Betrachtung nach GWP^*).

Über die Methanemissionen hinaus besitzen Rindfleisch und Milch sehr hohe Kohlenstoff-Opportunitätskosten, die in der Bewertung der Klimawirkung dieser Produkte deutlich relevanter sind und bisher in vielen Diskussionen nicht adressiert wurden. Details hierzu werden weiter unten dargestellt.

3.2 Globale Fairness

Nach GWP^* führt eine rückläufige Rinderherde zu Klimavorteilen, während eine steigende Herdengröße die Erderwärmung verstärkt. Da GWP^* die Klimawirkung von Rindern entsprechend der Veränderung der Methanemissionen bewertet und nicht nach deren absoluter Höhe, profitieren Länder in Europa und Nordamerika, die in der Vergangenheit große Rinderherden etabliert haben und die sie durch Leistungssteigerung in den letzten Jahrzehnten reduzieren konnten. Hingegen steigen die Rinderherden in vielen Ländern Afrikas und Asiens erst seit wenigen Jahrzehnten von einem sehr niedrigen Niveau, was starke Auswirkungen auf die Erderwärmung nach GWP^* verursacht, obwohl die absolute Anzahl von Rindern pro Fläche oder Einwohner dort deutlich niedriger ist als in Europa oder Nordamerika. Länder mit historisch niedrigen Rinderherden werden durch GWP^* also benachteiligt. Eine Alternative könnte sein, bei der Anrechnung von Methanemissionen nach GWP^* globale Verteilungskonzepte zu entwickeln, die das historische Niveau von Methanemissionen auf eine faire Art und Weise berücksichtigen. Die verschiedenen Möglichkeiten zur Ausgestaltung dieser Verteilungskonzepte führen nach Berechnungen jedoch zu sehr unterschiedlichen Emissionszugeständnissen einzelner Länder, was eine globale Einigung auf ein Verteilungskonzept sehr unwahrscheinlich erscheinen lässt (Rogelj und Schleussner, 2019).

3.3 „Klimaneutralität“ und Bezugsraum

Wenn Methanreduktion auf Basis von GWP^* als Senke in die Berechnung der Klimawirkung von Rindern zur Erreichung von „Klimaneutralität“ mit aufgenommen würde, ist der Bezugsraum für den betrachteten Bestand entscheidend. Unterschiedliche Bezugsräume hätten zur Folge, dass beispielsweise derselbe Liter Milch in einem Fall klimaneutral und in einem anderen klimaschädlich sein würde, je nachdem ob ein einzelnes Tier, der Betrieb, die Molkerei, das Bundesland, Deutschland,

die EU oder die Welt als Bezugsraum herangezogen werden würde. Ein landwirtschaftlicher Betrieb, der die Methanemissionen pro Kilogramm Milch durch Futterzusätze reduziert, könnte durch die Methanreduktion nach GWP* als Treibhausgasenke betrachtet werden; würde die Molkerei, an die der Betrieb liefert, die Erzeugung ausdehnen, wäre die Klimawirkung bezogen auf die Molkerei nicht neutral, obwohl es sich um dasselbe Kilogramm Milch handelt. Der Bezugsraum und die Methanemissionen innerhalb dieser wären also entscheidend dafür, ob dasselbe Lebensmittel aus Rinderhaltung als klimaneutral bezeichnet werden dürfte oder nicht. Es besteht damit das Risiko, dass durch Wahl und Anpassung von Bezugsräumen rechnerische „Klimaneutralität“ für Produkte erreicht wird ohne die Klimawirkung tatsächlich zu reduzieren.

3.4 Fazit zu GWP*

Betrachtet man Argumente und Gegenargumente im Diskurs zur ergänzenden Bewertung von Methanemissionen, so wird deutlich, dass durch GWP* gleichbleibende Methanemissionen der Tierhaltung zwar nicht als Ursachen der weiter voranschreitenden Klimaerwärmung betrachtet werden sollten, aber dennoch eine Reduktion dieser Emission ein wirksamer und insbesondere ein schnell wirksamer Beitrag zum Klimaschutz ist. Eine grundsätzliche Richtungsänderung der bisher vorgeschlagenen Maßnahmen zur Methanemissionsreduktion in der Landwirtschaft ist daher nicht sinnvoll – im Gegenteil: die Methanreduktion stellt sogar einen Hebel dar, um besonders schnell mindernde Wirkungen bei einer sich beschleunigenden Erderwärmung zu erzielen.

4 Fehlkonzeptionen von Treibhausgasen

Neben der Diskussion zur Neubewertungen von biogenen Methanemissionen wurden zwei Konzepte zur Bewertung der Klimawirkung des Agrar- und Ernährungssystems vorgeschlagen und diskutiert, die im Folgenden kritisch hinterfragt werden.

4.1 Vereinfachung von Treibhausgasen als nationale externe Kosten

Landwirtschaft führt zu externen Kosten (d.h. hier gesellschaftlich getragenen Kosten) durch negative Auswirkungen der Erzeugung auf das Klima aber auch auf das Tierwohl, die Biodiversität und natürliche Ressourcen (wie z.B. Gewässer). Im Abschlussbericht der „Zukunftskommission Landwirtschaft“ (ZKL, 2021) werden diese externen Kosten der deutschen Landwirtschaft vereinfachend auf 90 Mrd. Euro pro Jahr beziffert. Dieser Wert basiert auf einer Studie der Boston Consulting Group (BCG, 2019). Die Zukunftskommission Landwirtschaft (ZKL) empfiehlt in ihrem Papier vor allem produktionstechnische

Maßnahmen, um diese externen Kosten zu reduzieren bzw. zu vermeiden. Dabei sollen Technologien, Marktmechanismen und politische Rahmenbedingungen dafür sorgen, dass es zu keinen signifikanten Einkommenseinbußen für die landwirtschaftlichen Betriebe kommt. Auch wenn dies nicht im Detail quantifiziert wurde, führen einige der vorgeschlagenen Maßnahmen zu niedrigeren Erträgen und geringerer Erzeugung. Die grundlegende Logik der ZKL-Einigung basiert darauf, dass ein Rückgang der Erzeugung zur Reduktion der externen Kosten in Deutschland akzeptabel sei, solange die Betriebe einen höheren Preis für das Erzeugte erhalten. Die Produkte bzw. der Ertrag selbst besitzt primär einen ökonomischen Wert. Der ökologische bzw. klimarelevante Wert der erzeugten Produkte, der dadurch entsteht, dass Ertragsrückgänge bei gleichbleibender Nachfrage an anderer Stelle kompensiert werden müssten, wird hingegen ignoriert. Die BCG-Studie folgt damit der Logik, dass die nationalen externen Kosten der Landwirtschaft u.a. dadurch reduziert werden können, dass die landwirtschaftliche Erzeugung verringert wird und nur noch der nationale Eigenbedarf im Fokus steht: je weniger landwirtschaftliche Erzeugung in Deutschland, desto geringere Auswirkungen auf Tiere, Klima, Luft, Wasser, Boden und Ökosysteme, d.h. desto niedrigere nationale externe Kosten.

Wird die Minimierung der nationalen externen Kosten zum primären Treiber der Weiterentwicklung der Landwirtschaft, würde bei konsequenter Anwendung dieser Denkweise eine Beendigung der landwirtschaftlichen Erzeugung in Deutschland die volkswirtschaftlichen Kosten minimieren – da Lebensmittel zu nationalen externen Kosten von null importiert werden könnten. Mit Blick auf die globalen Herausforderungen durch eine sich beschleunigende Landnutzungsänderung und teils erheblicher externer Kosten in der globalen Perspektive (Potapov et al., 2022) und wiederholt angespannter Agrarmärkte ignoriert dieser Ansatz Verlagerungs- bzw. Leakage-Effekte und es scheint deshalb zumindest angebracht, diese Sichtweise zu hinterfragen.

4.2 Berücksichtigung kurzfristiger CO₂-Bindung in Erntegütern

Aus anderen Quellen zeigt sich eine weitere zweifelhafte Konzeptualisierung von Klimagasen: die Bindung von CO₂ in landwirtschaftlichen Erntegütern. In zwei Artikeln wurde in der Agrarpresse versucht, dem Ertrag einen externen Nutzen im Bereich Klimaschutz zuzuordnen, der den externen Kosten (=Emissionen der Produktion) entgegengestellt werden kann und somit einen Klimaschutzzvorteil der landwirtschaftlichen Erzeugung argumentieren könnte (Schönberger et al., 2020; Breitschuh und Breitschuh, 2021) . Beide Autorengruppen betrachten in ihren Ansätzen den in Erntegütern gespeicherten Kohlenstoff als Senke und damit als einen positiven externen Effekt.

Problematisch bei dem skizzierten Ansatz ist zum einen, dass Erntegüter auf Grund ihrer kurzen Lebenszeit bis zur Verstoffwechslung in Menschen und Tieren bzw. Nutzung als Energieträger keine belastbare, langfristige Senke mit Klimawirkung darstellen. In dieser Logik würde auch das in

Mineralwasser gespeicherte CO₂ eine Senke und damit einen positiven Beitrag zum Klimaschutz darstellen. Zudem würde diese Denkweise bei konsequenter Umsetzung Kulturen und Anbausysteme als vorteilhaft für den Klimaschutz bewerten, die möglichst viel Biomasse bilden, unabhängig davon, ob und wie diese in der Wertschöpfungskette verwertet werden. Beide Artikel wurden von der fachwissenschaftlichen Seite grundlegend kritisiert und basieren auf einer extrem verkürzten und selektiven Konzeptualisierung von Treibhausgasen.

Die kurzfristige Bindung von CO₂ in Erntegütern zu bilanzieren wäre zwar prinzipiell denkbar und würde es dann erfordern, den Konsum der daraus produzierten Lebensmittel als CO₂-Emission zu werten. Bisher werden im Konsum nur Produktionsemissionen bilanziert und nicht das durch Verstoffwechselung freigesetzte CO₂, das in den Produkten gebunden ist. Dieses Konzept lässt sich damit mit bisher akzeptierten Systemen der Treibhausgasbilanzierungen nicht in Einklang bringen. Desgleichen wird es bisher durch keine relevanten wissenschaftlichen Publikationen aufgegriffen.

5 Konzept und Bedeutung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten

Beide im vorherigen Kapitel als kritikwürdig dargestellten Konzeptualisierungen zeigen den Bedarf zur Weiterentwicklung bisheriger Bilanzierungsmethoden für Treibhausgase in der Landwirtschaft auf.

5.1 Konzept der Kohlenstoff-Opportunitätskosten

Ein Ansatz zur Bewertung der Klimawirkung von landwirtschaftlicher Erzeugung, der über die alleinige Betrachtung der externen Kosten vor Ort hinaus geht und mehrfach in begutachteten Veröffentlichungen publiziert wurde, ist die Einbeziehung von sog. Kohlenstoff-Opportunitätskosten („Carbon Opportunity Cost“, „COC“). Dieser Ansatz wird im Folgenden anhand der in der BCG-Studie (BCG, 2019) beschriebenen externen Kosten für das Klima dargestellt:

Von den gesamten externen Kosten der deutschen Landwirtschaft von 90 Mrd. EUR belaufen sich die externen Kosten für das Klima nach BCG (2019) auf ca. 24 Mrd. Euro pro Jahr. Diese wurden folgendermaßen bestimmt: den direkten Emissionen der Landwirtschaft in Deutschland wurden die Emissionen der Herstellung von Dünger und Pflanzenschutzmittel sowie die Importe von Dünger und Futtermitteln (Raps, Soja inkl. Landnutzungsänderung, etc.) hinzuaddiert, was zu Emissionen von insgesamt ca. 130 Mio. t CO₂e pro Jahr führt. Als CO₂-Preis werden hier 180 Euro pro Tonne zugrunde gelegt. Dieser Wert wird vom Umweltbundesamt als Kostensatz für aktuelle Emissionen empfohlen.

Was wäre nun der jährliche Klimavorteil, wenn die landwirtschaftliche Erzeugung in Deutschland beendet werden würde, also wenn die nationalen externen Kosten für das Klima in Deutschland auf null reduziert werden würden?

Zum einen könnten die Produktionsemissionen nach BCG (2019) von 130 Mio. t CO₂e eingespart werden und zum anderen könnten durch Aufforstung bzw. Renaturierung der rd. 16,7 Mio. ha landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland zuzüglich der ca. 3 Mio. ha Futterfläche im Ausland, d. h. insgesamt rd. 19,7 Mio. ha, im optimistischsten Fall durchschnittlich 15 t CO₂/ha pro Jahr, d.h. insgesamt ca. 296 Mio. t CO₂ gebunden werden.

Was ist nun aber der Klimavorteil, dass Landwirtschaft in Deutschland betrieben wird?

Eine in *Nature* von Searchinger et al. publizierte Studie von 2018 hat hierfür eine Methode entwickelt (Searchinger et al., 2018). Der dabei zugrundeliegende Gedanke ist, dass bei jeder Nutzung von Fläche eine mögliche Kohlenstoff-Speicherleistung entgeht, da die natürliche Vegetation in den allermeisten Fällen mehr Kohlenstoff binden kann als eine landwirtschaftliche Nutzung. In der Studie wird diese entgangene Speicherleistung der natürlichen Vegetation in Tonnen CO₂ pro Tonne Agrarprodukt für den globalen Durchschnitt berechnet. Dabei haben die Autoren betrachtet, wie viel CO₂ in der natürlichen Vegetation pro Jahr auf der Fläche gespeichert werden könnte, auf der ein bestimmtes Agrarprodukt, beispielsweise Weizen, aktuell weltweit angebaut wird. Wenn also die Fläche für den Anbau von Weizen genutzt wird, steht sie als Speicherleistung der natürlichen Vegetation nicht mehr zur Verfügung. Wird nun die jährlich mögliche Speicherleistung an Kohlenstoff auf der globalen Weizenanbaufläche ins Verhältnis mit der darauf geernteten Produktionsmenge gesetzt, erhält man die COC für Weizen; sie betragen 1,9 kg CO₂ pro kg erzeugtem Weizen. Für Milch beispielsweise liegen die COC bei 6,2 kg CO₂ pro kg erzeugter Milch. D.h. im globalen Durchschnitt könnten auf der für den Anbau von Weizen genutzten Fläche für 1 kg Weizen 1,9 kg CO₂, auf der Futterfläche (Acker- + Grünland, die für die Erzeugung von Milch benötigt wird) für 1 kg Milch 6,2 kg CO₂ durch die natürliche Vegetation pro Jahr gebunden werden.

Mit dieser Methodik wird erstmals ein konsistenter Ansatz zur Ermittlung der „Kohlenstoff-Opportunitätskosten“ vorgestellt. Bisher werden Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) in der Literatur für zwei unterschiedliche Fragestellungen angewendet bzw. diskutiert:

- (1) Angebotsperspektive: Was ist die aus Klimaschutzsicht optimale Nutzung einer Fläche?
- (2) Nachfrageperspektive: Was ist die Klimawirkung eines Produkts?

Beide Fragestellungen können unterschiedliche COC benötigen, was folgende Analogie verdeutlicht: Angenommen, eine Person mit mehrjähriger Berufserfahrung in Leitungsfunktionen eines Industrieunternehmens macht sich mit einem großen Ackerbaubetrieb selbständig.

Um die Frage zu beantworten, ob der Betrieb eine ökonomisch sinnvolle Verwertung der eigenen Arbeitskraft darstellt (Fragestellung (1)), muss die durch den Betrieb ermöglichte Entlohnung mit den Opportunitätskosten der Person (also dem Gehalt, den die Person in der Industrie erzielen könnte) verglichen werden.

Um die Frage zu beantworten, was die Erzeugung von einer Tonne Weizen im genannten Ackerbaubetrieb kostet (Fragestellung (2)), sollten Opportunitätskosten herangezogen werden, die der Aufgabe entsprechen, d.h. typische Lohnkosten für eine Führungsperson eines Ackerbaubetriebs. Geht es um die Fragestellung (1), wird immer ein Vergleich benötigt, daher werden hier in den meisten Fällen die globalen COC herangezogen, wie oben dargestellt.

Searchinger et al. (2018) und Smith et al. (2019) haben beispielsweise die Klimawirkung der konventionellen und ökologischen Flächennutzung unter Berücksichtigung globaler COC verglichen. Diese wurden auch von Kovak et al. (2022) herangezogen, um den Klimavorteil durch den Einsatz von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen in der EU zu quantifizieren.

Bei Fragestellung (2) kann es je nach Fokus sinnvoll sein, den Bezug der COC enger zu fassen: Zwar nutzen Searchinger et al. (2018) und Saget et al. (2021) in ihrer Bewertung von Ernährungsweisen und Lebensmitteln globale COC, jedoch wäre in diesen Betrachtungen eine Einbeziehung regionaler COC grundsätzlich angebracht und möglich. Dieser Ansatz wurde von Wirsenius et al. (2020) verfolgt, die in einem Vergleich der Klimawirkung der Milch- und Schweinefleischherzeugung verschiedener Länder für die Grünlandnutzung national durchschnittliche COC nutzen und für den darüber hinaus gehenden Bedarf an „sonstigem“ Futter einen Mittelwert aus regionalen und globalen COC der einzelnen Futtermittel heranziehen (Wirsenius et al., 2020). Darüber hinaus wird auch die Einbeziehung von einzelflächenbezogenen COC in Lebenszyklusanalysen (LCA) in Form eines sogenannten „Forest Delta“ diskutiert (HowGood, 2020).

Die verschiedenen hier genannten Ansätze zur Berechnung von COC und deren Nutzung anhand beispielhafter Literatur sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3:
Darstellung unterschiedlicher Berechnungsansätze für Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) und deren Nutzung anhand beispielhafter Literatur, Quelle: eigene Tabelle

	Global durchschnittliche COC (COC _{global})	Regional bzw. national durchschnittliche COC	Einzelflächenbezogene COC
(1) Angebotsperspektive: Optimierung der Flächennutzung	Searchinger et al., 2018; Smith et al., 2019; Kovak et al., 2022		
(2) Nachfrageperspektive: Bestimmung der Klimawirkung eines Produktes	Searchinger et al., 2018; Saget et al., 2021	Wirsenius et al., 2020	HowGood, 2020

In den folgenden Berechnungen wird immer von den global durchschnittlichen Kohlenstoff-Opportunitätskosten COC_{global} ausgegangen. Die globalen COC werden hier deshalb verwendet, da es sich hier um die Frage nach der – weltweit betrachtet – optimalen Nutzung von Fläche handelt, siehe Fragestellung (1) im Kapitel 5.1. Die globalen COC sind in Tabelle 4 zusammen mit den global durchschnittlichen Produktionsemissionen PEM_{global} (N_2O aus der Düngung, CH_4 von Wiederkäuern, CO_2 für Inputs und Maschineneinsatz etc.) ausgewählter Agrarprodukte und Lebensmittel dargestellt, zum einen für die Frischmasse (FM) und zusätzlich bezogen auf die Energieeinheit eine Kilokalorie sowie ein Kilogramm Protein.

Tabelle 4:
Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) und global durchschnittliche Produktionsemissionen ausgewählter Agrarprodukte und Lebensmittel, Quelle: eigene Tabelle nach Searchinger et al. 2018

Produkt	Kohlenstoff-Opportunitätskosten COC_{global} kg CO_2 / kg FM	Produktions-emissionen PEM_{global} kg CO_2 / kg FM	Gesamt FM $COC_{global} + PEM_{global}$ kg CO_2 / kg FM	Gesamt Energie $COC_{global} + PEM_{global}$ kg CO_2 / kcal	Gesamt Protein $COC_{global} + PEM_{global}$ kg CO_2 / kg Protein
Körnermais	2,1	0,5	2,6	0,8	29
Weizen	1,9	0,7	2,6	0,9	23
Gerste	2,6	0,5	3,1	1,0	29
Kartoffel	0,6	0,1	0,7	1,1	38
Sojabohne	5,9	0,3	6,1	1,5	17
Raps	5,8	1,0	6,8	1,6	32
Div. Gemüse	0,7	0,2	0,9	3,7	76
Zucker aus Rohr	1,9	0,3		0,6	
aus Rübe	0,9	0,3		0,3	
Rindfleisch	144	44	188	102	1300
Milch	6,2	2,3	8,4	13,1	260
Schweinefleisch	14,3	5,5	19,8	9,4	150
Geflügelfleisch	10,7	3,7	14,4	8,4	110
Eier	10,7	3,6	14,3	10,7	130

5.2 Summe der Klimavorteile

Nun aber zurück zur Frage bezüglich des möglichen Klimavorteils der deutschen Landwirtschaft:

Der Klimavorteil („Carbon Benefit“) einer Fläche entsteht nach Searchinger et al. (2018) dadurch, dass durch die Erzeugung auf einer Fläche vor Ort an anderer Stelle Fläche mit natürlicher Vegetation und gebundenem CO_2 eingespart werden kann. Dieser Vorteil entspricht dem Produkt aus dem Ertrag vor Ort mit den globalen durchschnittlichen COC des erzeugten Produktes.

Darüber hinaus besteht aber ein weiterer Vorteil der Nutzung einer Fläche vor Ort:

Sofern die Produktionsemissionen bei der landwirtschaftlichen Nutzung einer Fläche pro Produkteinheit niedriger (höher) als im globalen Durchschnitt sind, führt die Nutzung der vor-Ort-Fläche zu einer Reduktion (Steigerung) der globalen Produktionsemissionen, also auch zu einem Klimavorteil (Klimanachteil).

Darüber hinaus können beispielsweise durch Humusaufbau oder durch Einsparungen an fossilen Energieträgern bei Bioenergienutzung weitere Vorteile entstehen.

Der Klimavorteil jeder Fläche, auch der 19,7 Mio. ha, die von der Landwirtschaft in Deutschland genutzt werden, besteht somit aus der Summe folgender vier Bestandteile (Searchinger et al., 2018):

- (1) Flächeneinsparung: Vorteil an anderer Stelle durch die Erzeugung auf der betrachteten Fläche.

$$\text{Klimavorteil} = \text{Ertrag} \times \text{COC}_{\text{global}}$$

- (2) Differenz Produktionsemissionen: Vorteil/Nachteil durch den Unterschied der Produktionsemissionen vor Ort im Vergleich zum globalen Durchschnitt.

$$\text{Klimavorteil/-nachteil} = \text{Ertrag} \times (\text{PEM}_{\text{global}} - \text{PEM}_{\text{vor Ort}})$$

- (3) Veränderung C-Speicher: Vorteil/Nachteil durch Kohlenstoffsequestrierung (z.B. durch Humusaufbau, natürliche Vegetation) oder – abbau auf einer Fläche.

$$\text{Klimavorteil/-nachteil} = \text{Veränderung C-Speicher pro ha}$$

- (4) Bioenergienutzung: Vorteil/Nachteil durch netto Veränderungen an fossilen Energieträgern bei Bioenergienutzung.

$$\text{Klimavorteil/-nachteil} = \text{Ertrag}_{\text{Bioenergeträger}} \times (\text{PEM}_{\text{fossiler Energieträger}} - \text{PEM}_{\text{Bioenergeträger}})$$

Nicht bei jeder Nutzung einer Fläche sind alle vier Bestandteile relevant: Werden auf einer Fläche Lebensmittel erzeugt, sind Bestandteile (1) und (2) (ggfs. auch (3) durch Humusaufbau) von Bedeutung, wird die Fläche aufgeforstet, in erster Linie Bestandteil (3).

Der Nutzung einer Fläche einen Klimavorteil zuzuschreiben widerspricht dem gängigen volkswirtschaftlichen Verständnis von Treibhausgasemissionen als externe Kosten. Wichtig ist dabei, dass nicht die Emissionen als Vorteil betrachtet werden, sondern der Vorteil dadurch entsteht, dass die Nutzung zu einer aus Klimaschutzsicht höheren Effizienz der globalen Flächennutzung führt.

Wie im Kapitel 6.2 gezeigt werden wird, werden in dem hier vorgestellten Ansatz die externen Klimakosten der Nachfrageseite, d.h. dem Konsum, zugeschrieben. Die Logik, der Nachfrageseite externe Kosten und der Angebotsseite externen Nutzen zuzuschreiben, kann durch folgendes Beispiel erläutert werden. Angenommen es besteht die Zielsetzung, die Kosten der Reinigung einer privaten Wohnung zu minimieren. Diese Kosten bestehen aus ausgabenwirksamen Kosten (z.B. Reinigungsmittel oder Investitionen in Technik, entspricht hier den „Produktionsemissionen“) sowie Opportunitätskosten in Form der eigenen Arbeitszeit (entspricht den „Kohlenstoff-Opportunitätskosten“). Wenn eine Person die Kosten für eine Wohnungsreinigung minimieren möchte, muss die Summe aus ausgabenwirksamen Kosten und Opportunitätskosten verschiedener Optionen

(z.B. selbst reinigen, externe Reinigungshilfe oder Reinigungsroboter) bewertet und die Option mit den niedrigsten Gesamtkosten bevorzugt werden. Auch die Angebotsseite, z.B. ein Unternehmen, das Reinigungsroboter herstellt, kann einen Beitrag leisten, um die Kosten der Reinigung einer privaten Wohnung zu minimieren. Dieses Ziel kann auch hier durch eine Reduktion der ausgabenrelevanten Kosten ermöglicht werden, z.B. durch niedrige Investitionskosten für das Gerät. Zusätzlich kann das Unternehmen dadurch die Kosten für die Wohnungsreinigung senken, dass Arbeitsgänge mit sehr hohen Opportunitätskosten automatisiert werden. Das Unternehmen generiert also insgesamt durch die Reduktion der Reinigungskosten einen Nutzen, indem die ausgabenrelevanten Kosten relativ zu anderen Anbietern gesenkt werden und Lösungen für die Automatisierung von Arbeiten mit sehr hohen Opportunitätskosten entwickelt werden. Grundsätzlich sollte es also Ziel der Nachfrageseite sein, die Opportunitätskosten zu senken und daher ist eine Betrachtung als Kostenkomponente sinnvoll (Richtung: minimieren). Auf der Angebotsseite geht es im Gegensatz dazu darum, die Effizienz der knappen Ressource, auf die sich die Opportunitätskosten beziehen, zu erhöhen, was somit einen Nutzen bzw. Vorteil darstellt (Richtung: maximieren).

Im Folgenden wird nun die Berechnung des Klimavorteils nach Searchinger et al. (2018) für die Bewertung der Landnutzung in Deutschland aus Klimaschutzsicht herangezogen. Tabelle 5 zeigt, welche Produktionsemissionen die in Deutschland erzeugten wichtigsten Agrargüter verursachen würden, wenn sie nicht hier, sondern im globalen Durchschnitt erzeugt werden würden. Dabei werden Erzeugnisse, die nur oder auch für Futterzwecke genutzt werden, herausgelassen, um eine Doppelzählung zu vermeiden und zusätzlich die Bioenergieerzeugung vernachlässigt, d.h. eine sehr konservative Betrachtung. Zusätzlich zeigt die Tabelle die Kohlenstoff-Opportunitätskosten, also die Menge an CO₂, die nicht mehr gebunden werden könnte, wenn für die Erzeugung der deutschen Landwirtschaft an anderer Stelle Fläche benötigt werden würde.

Wenn die in Deutschland erzeugten Agrargüter an anderer Stelle mit den global durchschnittlichen Produktionsemissionen erzeugt würden, beliefen sich die Emissionen auf in Summe 177 Mio. t CO₂e pro Jahr. Diese Erzeugung an anderer Stelle würde im globalen Durchschnitt Flächen benötigen, die durch die natürliche Vegetation 506 Mio. t CO₂ pro Jahr binden könnten.

Tabelle 5:
Produktionsemissionen und Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) global für die landw. Erzeugnisse Deutschlands, Quelle: eigene Tabelle

	Erzeugung in DE in 2019 (FAOSTAT)	Globale durchschnittliche Produktionsemissionen (Searchinger et al. 2018)		Globale durchschnittliche Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) (Searchinger et al. 2018)	
	t	t CO ₂ e/t Produkt	Entsprechend Erzeugung in DE, Mio. t CO ₂ e	t CO ₂ e/t Produkt	Entsprechend Erzeugung in DE, Mio. t CO ₂ e
Milch	33.080.180	2,3	76	6,2	205
Schweinefleisch	5.232.000	5,5	29	14,3	75
Rindfleisch	1.107.000	44,2	49	143,9	159
Hähnchenfleisch	1.036.000	3,7	4	10,7	11
Eier	763.141	3,6	3	10,7	8
Zuckerrüben	29.728.300	0,1	3	0,2	6
Brotweizen (70% des Weizens)	16.143.820	0,7	11	1,9	31
Kartoffeln	10.602.200	0,1	1	0,6	6
Gemüse	3.440.400	0,2	1	0,7	2
Früchte	2.454.650	0,2	0	0,9	2
SUMME			177		506

Tabelle 6 vergleicht nun den Klimavorteil durch Beendigung der Landwirtschaft durch Aufforstung bzw. Renaturierung der 19,7 Mio. ha, die von der deutschen Landwirtschaft im In- und Ausland genutzt werden, mit dem Klimavorteil der landwirtschaftlichen Nutzung. Dieser besteht, wie oben dargestellt aus (1) dem Vorteil der Einsparung von Fläche an anderer Stelle durch die Erzeugung vor Ort und (2) dem Vorteil durch den Unterschied der Produktionsemissionen vor Ort im Vergleich zum globalen Durchschnitt (Punkte (3) und (4) werden hier vernachlässigt). Auf Basis der o.g. konservativen Annahmen führt die landwirtschaftliche Nutzung in Deutschland in Summe zu einem um 257 Mio. t CO₂e (553 Mio. t CO₂e – 296 Mio. t CO₂e) höheren Klimavorteil als die Aufgabe der Erzeugung und Renaturierung aller Flächen.

Tabelle 6:
Berechnung des Klimavorteils der Landwirtschaft in Deutschland, in Mio. t CO₂e, Quelle: eigene Tabelle

Klimavorteil durch Beendigung der Landwirtschaft in Deutschland	Klimavorteil der Landwirtschaft in Deutschland		
	(1) Flächeneinsparung	(2) Differenz Produktionsemissionen	
Vorteil durch Aufforstung und Renaturierung der LN in DE (19,7 Mio. ha * 15 t CO ₂ /ha & Jahr), Mio. t CO ₂ e	Globale durchschnittliche COC der Erzeugnisse der deutschen Landwirtschaft, Mio. t CO ₂ e	Globale durchschnittliche Produktionsemissionen der Erzeugnisse der deutschen Landwirtschaft, Mio. t CO ₂ e	Produktionsemissionen der Landwirtschaft in DE nach BCG, Mio. t CO ₂ e
		177	130
	506	47	
296		553	

Die in Tabelle 6 dargestellte Übersicht zeigt, dass Landwirtschaft im nationalen Durchschnitt eine aus Klimaschutz Gesichtspunkten sinnvolle Nutzung der Fläche darstellt. Dieser Klimavorteil könnte weiter gesteigert werden, wenn die Produktionsemissionen durch eine nachhaltige Intensivierung weiter gesenkt werden (d.h. höhere Lebensmittelerzeugung auf derselben Fläche unter Beibehaltung oder

Steigerung anderer Nachhaltigkeitsindikatoren oder konstante Lebensmittelerzeugung auf weniger Fläche).

Die deutschlandweite Betrachtung oben stellt einen Durchschnitt dar und die Frage der klimaoptimalen Flächennutzung ist in der lokalen Umsetzung deutlich differenzierter zu betrachten. So ist die Vernässung von Moorböden auch unter Einbeziehung der COC auf den meisten Standorten sinnvoll, weil hier die mögliche CO₂-Speicherleistung vor Ort die „geopferte“ CO₂-Speicherleistung an anderer Stelle überwiegt. Dies kann man leicht durch eine Abwandlung der einfachen Kalkulation in Tabelle 6 verdeutlichen: Würde die gesamte deutsche landwirtschaftliche Nutzfläche und die Futterfläche im Ausland (in Summe 19,7 Mio. ha) aus Moorböden bestehen, die bei einer Renaturierung ca. 35 t CO₂ pro ha und Jahr weniger emittieren würden, wäre der Vorteil durch Renaturierung nicht 296, sondern 690 Mio. t CO₂. In diesem Fall wäre es aus Klimaschutzgründen sinnvoller, die landwirtschaftliche Erzeugung in Deutschland zu beenden. Für eine klimaoptimale Flächennutzung müssen also kleinflächig die externen Kosten der Nutzung einer Fläche mit den durch die Nutzung vermiedenen Kosten an anderer Stelle verglichen werden.

Zusammenfassend ist die Einbeziehung von COC bei der Bewertung der Klimawirkung des Agrar- und Ernährungssystems sehr relevant, da landwirtschaftliche Fläche global knapp ist und Landnutzungsänderung von natürlicher Vegetation in landwirtschaftliche Nutzung, sowie Landnutzung kohlenstoffreicher Böden (z.B. Bewirtschaftung von Mooren) die größte Treibhausgasquelle unseres Agrar- und Ernährungssystems darstellt (Crippa et al., 2021). Historisch betrachtet sind rund ein Drittel aller CO₂-Emissionen seit Beginn der Industrialisierung auf die Umnutzung von Land zurückzuführen (Friedlingstein et al., 2020). Die globale Landnutzungsänderung schreitet sogar weiter voran und hat sich die letzten 20 Jahre deutlich beschleunigt (Potapov et al., 2022). Werden COC außer Acht gelassen, wird die global knappe Ressource „Fläche“ aus Klimaschutzsicht ineffizient genutzt.

6 Implikationen der Berücksichtigung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten

6.1 Ertrag und klimaoptimale Flächennutzung

Wie im vorherigen Kapitel dargestellt, sprechen einige Argumente dafür, die alleinige Betrachtung der externen Klimakosten vor Ort durch die dargestellte Berechnung von Klimavorteilen zu ersetzen. Dabei stellt sich die Frage, welche Intensität auf dem jeweiligen Standort welchen Klimavorteil bietet. Darstellung 2 zeigt schematisch, wie eine aus Klimaschutzgründen optimale Intensität der Erzeugung auf einer Fläche „Z“ entsteht.

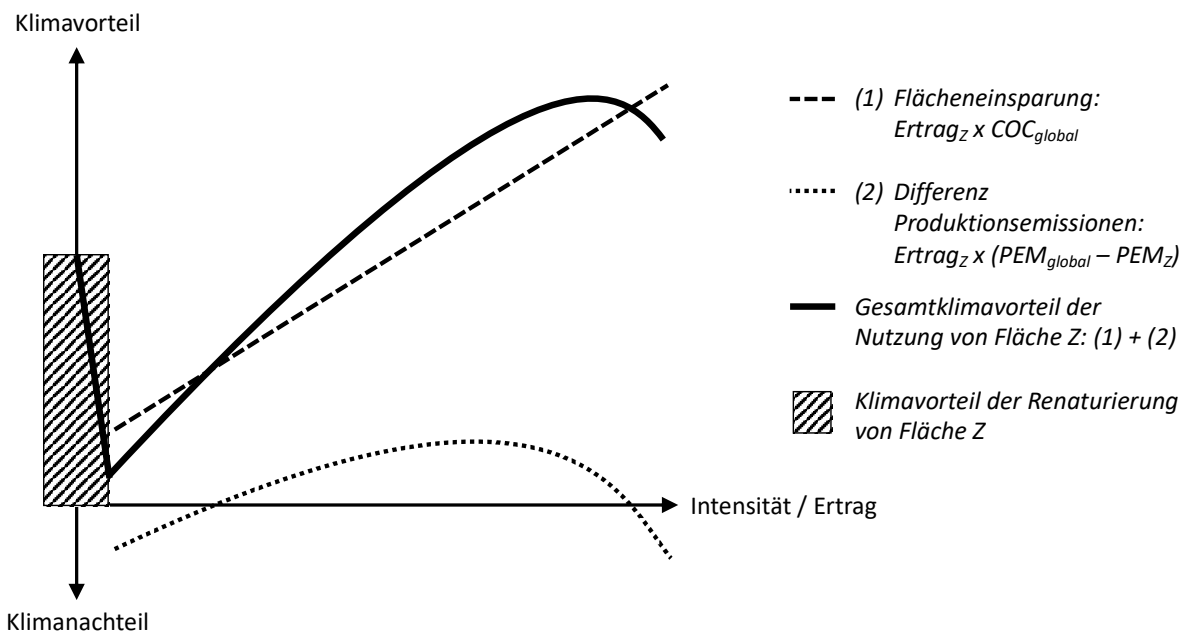
Der Klimavorteil der Nutzung einer Fläche besteht im Wesentlichen aus:

- (1) dem Vorteil der Einsparung von Fläche an anderer Stelle durch die Erzeugung vor Ort und
- (2) dem Vorteil durch den Unterschied der Produktionsemissionen vor Ort im Vergleich zum globalen Durchschnitt.

Wird eine Fläche nicht genutzt, ermöglicht die natürliche Vegetation einen Klimavorteil durch die Speicherung von Kohlenstoff vor Ort (schraffierte Fläche). Kommt es zu einer Umnutzung der Fläche für die Landwirtschaft, entsteht bei geringer Produktivität ein deutlicher Verlust an Klimavorteil. Steigt die Intensität der Produktion und damit der Ertrag auf Fläche Z, spart die erzeugte Menge zunehmend mehr Fläche an anderer Stelle, die dort Kohlenstoff speichern kann (grob gestrichelte Linie). Agrarsysteme mit einem (im globalen Vergleich) sehr niedrigen Ertragsniveau haben oft Produktionsemissionen pro Produkteinheit, die höher sind als der globale Durchschnitt. Daher beginnt die Kurve, die Vorteil (2) beschreibt (fein gestrichelte Kurve), mit negativen Werten. Mit zunehmendem Ertrag reduzieren sich die Produktionsemissionen pro Produkteinheit und der Vorteil (2) steigt, bis es zu einer Ertragsstagnation und wieder steigenden Produktionsemissionen pro Produkteinheit kommt, d.h. Vorteil (2) wird wieder negativ. Der Klimavorteil der Fläche Z kann dadurch gesteigert werden, dass

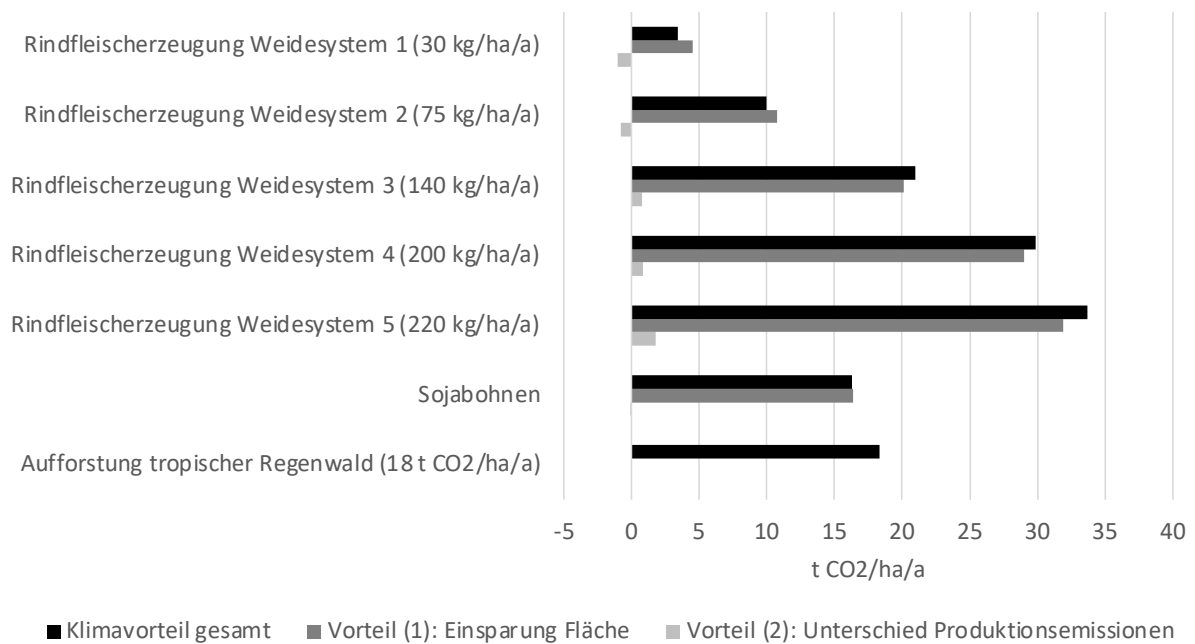
- (a) der Ertrag sich (bspw. durch Steigerung der Produktionsintensität, ...) erhöht,
- (b) die Produktionsemissionen sich reduzieren und
- (c) die Nutzung der Fläche hin zu Produkten verändert wird, die hohe globale Kohlenstoff-Opportunitätskosten ($\text{COC}_{\text{global}}$) aufweisen.

Hier wird deutlich, dass die aus Klimaschutzsicht optimale Intensität der Nutzung einer Fläche nicht von der Nachfrageseite abhängt, sondern alleine von dem Verhältnis zwischen der Klimawirkung vor Ort und der Klimawirkung durch Flächenbedarf an anderer Stelle.



Darstellung 2: Schematische Darstellung des Klimavorteils einer Fläche „Z“, Quelle: eigene Darstellung nach Searchinger et al. 2018

Wie die Intensität und Nutzungsart einer Fläche den Klimavorteil beeinflussen, zeigt Darstellung 3: Für eine typische Fläche in den Cerrados Brasiliens steigt der Klimavorteil, je intensiver das Weidesystem gestaltet ist. Durch eine Umstellung auf Sojabohnen würde sich der Klimavorteil der Fläche im Verhältnis zu den intensiven Weidesystemen reduzieren. Auch eine Aufforstung der Fläche würde geringere Klimavorteile bieten als die intensive Rindfleischerzeugung – jeweils unter der Annahme einer separaten Betrachtung der Angebotsseite (hierauf wird weiter unten eingegangen) und der Annahme unveränderten Tierwohls.



Darstellung 3: Klimavorteil verschiedener Landnutzungsoptionen einer Fläche in den Cerrados Brasiliens, Quelle: eigene Darstellung nach Searchinger et al. 2018

Wie kann es sein, dass der Klimavorteil einer Fläche steigt, wenn die Erzeugung auf ein aus Klimaschutzgesichtsgründen problematisches Produkt wie Rindfleisch mit sehr hohen Produktionsemissionen und Kohlenstoff-Opportunitätskosten umgestellt wird und die Erzeugung dieses Produkts auf der Fläche zunimmt?

Die landwirtschaftliche Erzeugung kann den Klimaschutz vorantreiben, in dem zum einen die Produktionsemissionen gesenkt werden und zum anderen Produkte mit geringem Flächenbedarf erzeugt werden, die im globalen Durchschnitt einen hohen Flächenbedarf bzw. hohe Kohlenstoff-Opportunitätskosten aufweisen (siehe auch Beispiel zur Wohnungsreinigung weiter oben). Würde die globale Rindfleischerzeugung konsequent entsprechend der oben dargestellten Klimavorteile optimiert werden, würde der Flächenbedarf der Rinderhaltung drastisch sinken und sich entsprechend auch der Wert für COC_{global} reduzieren. Würde sich COC_{global} für Rindfleisch beispielsweise halbieren, dann wäre im Beispiel oben die Aufforstung eine klimaefizientere Form der Landnutzung an diesem Standort als die intensive Rinderhaltung.

Aus den oben dargestellten Gründen schneiden Agrarsysteme mit höherem Flächenbedarf, wie z.B. Ökolandbau, bei der Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten bezüglich ihrer Klimaauswirkungen schlechter ab als intensive Agrarsysteme mit hohem Ertragsniveau und geringerem Flächenbedarf pro erzeugter Produkteinheit. Zwar sind in extensiven Anbausystemen geringere Emissionen pro Flächeneinheit vorzufinden, bezogen auf die geerntete Produkteinheit sind die Emissionen jedoch vergleichbar mit denen intensiverer Anbausysteme (Sanders und Heß, 2019).

Wird zusätzlich der höhere Flächenbedarf und damit die entgangene Speicherleistung in Form von Kohlenstoff-Opportunitätskosten berücksichtigt, führt eine Extensivierung zu deutlichen Klimanachteilen (Smith et al., 2019).

Im Rahmen des Projekts „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ (Pilotbetriebe, 2022) wurde auch die Kohlenstoff-Sequestrierung im Boden untersucht, die oft als Argument für den Ökolandbau genannt wird. Im mehrjährigen Vergleich von über 30 Betriebspaaren (jeweils ökologisch und konventionell) konnte ein Vorteil der Ökobetriebe in der jährlichen Kohlenstoff-Sequestrierung von ca. 0,7 t CO₂/ha festgestellt werden, der Vorteil der Ökobetriebe bei den Produktionsemissionen (ohne C-Seq.) lag bei ca. 1,1 t CO₂/ha. Beim Ertrag von Weizen im Durchschnitt mehrerer Jahre schnitten die Ökobetriebe mit 3,9 t/ha jedoch deutlich schlechter ab als die konventionellen mit 8,1 t/ha (Schmid et al., 2019). Betrachtet man nun, wie viel Kohlenstoff-Speicherleistung durch die Erzeugung auf einem Hektar Weizen eines ökologischen und eines konventionellen Betriebs im globalen Durchschnitt eingespart wird, müssen die jeweiligen Erträge mit den COC von Weizen (1,9 t CO₂/t Weizen) multipliziert werden. D.h. durch die Erzeugung von konventionellem Weizen auf einem Hektar im Projekt Pilotbetriebe kann im globalen Durchschnitt eine Fläche eingespart werden, die 15,4 t CO₂/ha (8,1 t/ha x 1,9 t CO₂/t Weizen) und Jahr speichern kann. Bei einem Hektar Ökoweizen sind es nur 7,4 t CO₂/ha (3,9 t/ha x 1,9 t CO₂/t Weizen) und Jahr. Der Klimanachteil des höheren Flächenbedarfs im Ökolandbau ist also um ein Vielfaches größer als der Vorteil durch höhere Kohlenstoff-Sequestrierung und die geringeren Produktionsemissionen pro Fläche.

Auch eine Einführung von ertragssteigernden Technologien, wie neue Pflanzenzüchtungsverfahren, führt bei einer Betrachtung von COC zu Klimavorteilen: eine aktuelle Studie hat berechnet, dass eine Zulassung von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen innerhalb der EU zu einer Reduktion von 33 Mio. t CO₂e führen würde, was 7,5% der gesamten Emissionen des EU-Agrarsektors entspricht (Kovak et al., 2022).

6.2 Kohlenstoff-Opportunitätskosten (COC) und die Bedeutung der Ernährung

Kohlenstoff-Opportunitätskosten verändern jedoch nicht nur die Sicht auf die Angebotsseite. Auch auf der Nachfrageseite kommt es hierdurch zu einer Neubewertung. In der Diskussion um Ernährung und Klimaschutz werden bis heute in den meisten Fällen nur die Produktionsemissionen von Lebensmitteln oder Ernährungsweisen betrachtet. Aber wie in der Erzeugung auch, ist bei der Betrachtung der Konsumseite die Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten notwendig, um Ernährungsentscheidungen mit Hinblick auf die Flächennutzung klimaeffizient zu gestalten. Dies hat zur Folge, dass die Auswirkung unserer Ernährungsweise auf das Klima viel größer ist als bisher

betrachtet. Beispielsweise würde eine globale Umstellung auf die Planetary Health Diet („ELC“) weniger Fläche benötigen und es könnte auf der freiwerdenden Fläche so viel CO₂ gebunden werden, wie in den letzten 9 Jahren durch fossile Energieträger insgesamt emittiert wurden, bei einer global veganen Ernährung sogar die Emissionen aller fossiler Energieträger der letzten 16 Jahren (Hayek et al., 2021).

Die Substitution tierischer mit pflanzlichen Lebensmitteln hat somit einen doppelten Klimavorteil: zum einen geringere Produktionsemissionen und zum anderen das Potential, freiwerdende Fläche für die Kohlenstoffsequestrierung zu nutzen bzw. die weitere Ausdehnung der globalen Agrarflächen zu verlangsamen, zu stoppen und möglichst bald umzukehren. Allein in Deutschland könnten durch eine Umstellung der Ernährung auf die Planetary Health Diet ca. 7,55 Gt CO₂ (ca. das 10-fache aller Emissionen Deutschlands in 2020) sequestriert und 33 Mio. t CO₂e pro Jahr (ca. die Hälfte der Emissionen des Landwirtschaftssektors in Deutschland) eingespart werden (Sun et al., 2022).

Der Klimanachteil des Konsums eines Lebensmittels besteht also aus zwei Teilen:

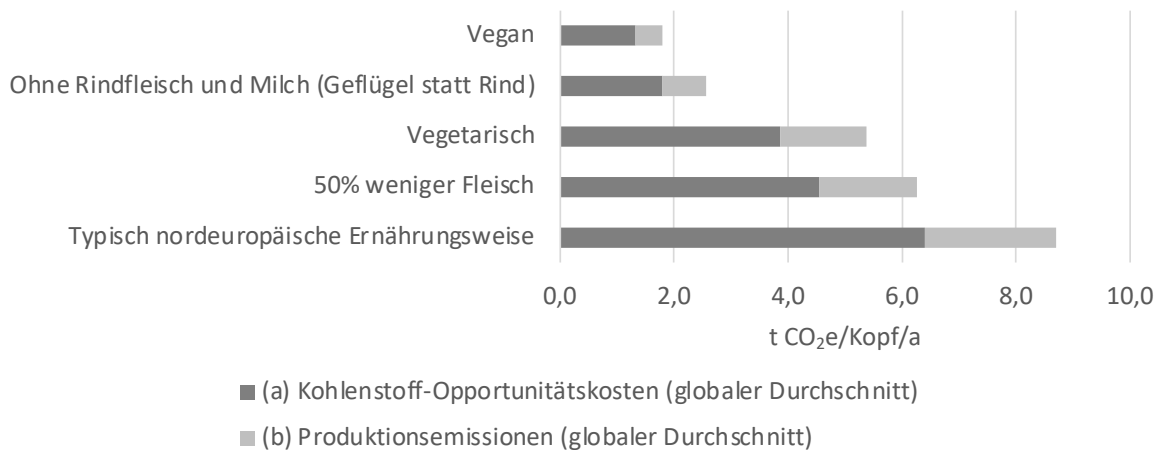
- (1) Kohlenstoff-Opportunitätskosten: Nachteil durch die entgangene Speicherleistung der Fläche, die im globalen Durchschnitt für die Erzeugung des Lebensmittels benötigt wird.

$$\text{Klimanachteil} = \text{Menge des konsumierten Lebensmittels} \times \text{COC}_{\text{global}}$$

- (2) Produktionsemissionen: Nachteil durch die Produktionsemissionen bei der Erzeugung des Lebensmittels.

$$\text{Klimanachteil} = \text{Menge des konsumierten Lebensmittels} \times \text{PEM}_{\text{global}}$$

Darstellung 4 zeigt den Einfluss der Ernährungsweise auf den Klimanachteil anhand eines Beispiels. Die Kohlenstoff-Opportunitätskosten, also die entgangene Speicherleistung der Fläche, die für die Erzeugung benötigt wird, beträgt bei einer typischen nordeuropäischen Ernährungsweise mehr als 6 t CO₂ pro Person und Jahr. Addiert man hier die Produktionsemissionen dazu, um auf die gesamte Klimawirkung der Ernährung zu kommen, ist eine typisch nordeuropäische Ernährungsweise für Emissionen von knapp 9 t CO₂ pro Person und Jahr verantwortlich, was in etwa den bisher angenommenen gesamten Emissionen einer Person in der EU entspricht. Zwar benötigt jede Ernährungsweise Fläche, jedoch führt eine Anpassung der Ernährung bei Berücksichtigung der entgangenen Kohlenstoff-Speicherleistung der Fläche zu enormen Einsparungen. Beispielsweise können beim Übergang von einer typisch nordeuropäischen hin zu einer Ernährungsweise, in der auf Milch verzichtet wird und Rindfleisch durch Schweine- und Geflügelfleisch ersetzt wird ca. 6 t CO₂ pro Person und Jahr eingespart werden. Bei einer veganen Ernährung ist der Einspareffekt 7 t CO₂ pro Person und Jahr, was deutlich zeigt, welche Auswirkungen der hohe globale Flächenbedarf von Wiederkäuern auf das Klima hat (Searchinger et al., 2018).



Darstellung 4: Klimanachteil unterschiedlicher Ernährungsweisen, Quelle: Searchinger et al. 2018

Eine ernährungsinduzierte Anpassung der Lebensmittelproduktion kann heute auf globaler Ebene Klimavorteile in einer Größenordnung ermöglichen, wie sie durch isolierte Optimierung auf der Produzentenseite ohne Konsumentenanpassung nicht möglich sind (Poore und Nemecek, 2018).

6.3 Anbaubiomasse für Bioenergie und Flächennutzung

Aber nicht nur die Bewertung des Konsums von Lebensmitteln verändert sich durch die Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten, sondern auch die Sicht auf die Nutzung von Fläche für Bioenergie, insbesondere für Biokraftstoffe.

Die energetische Nutzung von Anbaubiomasse (Biokraftstoffe, Biogas) wird teilweise immer noch als vorteilhaft für das Klima beschrieben, da im Vergleich zu fossilen Energieträgern das bei der Verbrennung entstehende CO₂ zuvor durch die Pflanzen aufgenommen wurde und daher die CO₂-Bilanz weitestgehend neutral ausfallen soll. Werden Energiepflanzen auf Flächen angebaut, die hierfür beispielsweise gerodet wurden, müssen die Emissionen dieser direkten Landnutzungsänderung angerechnet werden. Seit einigen Jahren gibt es eine rege Diskussion über mögliche indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC), die durch die Ausdehnung des Anbaus von Energiepflanzen entstehen (Ahlgren und Di Lucia, 2014). Die Frage ist hier, inwieweit durch den Anbau von Energiepflanzen auf einer Fläche und der damit einhergehenden Verdrängung dieser Fläche für die Erzeugung von Lebensmitteln, an anderer Stelle natürliche Flächen in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt werden. Die aus dieser indirekt verursachten Flächennutzungsänderung hervorgerufenen Emissionen müssten dann in die Bilanz der Bioenergieträger ebenfalls mit aufgenommen werden. Für Bioethanol aus Mais in den USA konnte beispielsweise eine Studie zeigen, dass die indirekten Landnutzungsänderungen innerhalb der USA dazu führen, dass die Gesamtemissionen dieses Biokraftstoffs höher sind als bei fossilem Benzin (Lark et al., 2022).

Unabhängig von diesen nationalen und internationalen Verschiebungseffekten der Flächennutzung führt eine Einbeziehung der Kohlenstoff-Opportunitätskosten dazu, dass die meisten Biokraftstoffe zu höheren Emissionen führen als fossile Kraftstoffe (Searchinger et al., 2018). Hier liegt wieder zu Grunde, dass jede Fläche ein Kohlenstoffsinkenpotenzial besitzt, das bei nicht-Nutzung dieser Fläche realisierbar wäre. Wird dieser entgangene Klimavorteil betrachtet, haben Biokraftstoffe in der Regel größere Nachteile für das Klima als fossiles Benzin oder Diesel. Dies zeigt auch eine aktuelle Studie für Deutschland (Fehrenbach und Bürck, 2022). Die naturwissenschaftliche Ursache hierfür ist, dass Pflanzen einen sehr niedrigen Wirkungsgrad bei der Umwandlung von Sonnenlicht in für uns nutzbare Energie im Vergleich zu beispielsweise Photovoltaik aufweisen. Vergleicht man die mögliche Laufleistung eines Biokraftstoff-PKW mit einem batterieelektrischen PKW auf Basis von Photovoltaikstrom, kann mit der gleichen Fläche an Energiepflanzen bzw. PV-Paneelen der batterieelektrische PKW pro Jahr die 190-fache Strecke des Biokraftstoff-PKW zurücklegen (Wirth, 2022).

6.4 Vorteile der Tierhaltung

In der Debatte um nachhaltige Ernährung und Tierhaltung wird oft das Argument gebraucht, dass Tiere verfügbare Biomasse, die nicht von Menschen direkt konsumierbar ist, in hochwertige Lebensmittel umwandeln können. Die Quellen für diese nicht-direkt menschlich verzehrbare Biomasse sind zum einen Grünland, das weltweit den Großteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmacht. Daneben sind es Nebenprodukte, die durch die Erzeugung und Verarbeitung pflanzlicher Rohstoffe entstehen (beispielsweise Stroh oder Rapsschrot) und Nebenströme der Lebensmittelproduktion (Windisch, 2021), die bei aktuellem Technologiestand und zu aktuellen Marktpreisrelationen noch nicht für die menschliche Ernährung genutzt werden.

Der Wert von Grünlandflächen wird oft nur darin gesehen, dass der sonst nicht verwertbare Aufwuchs durch Wiederkäuer in Fleisch, Milch und Wolle umgewandelt werden kann. Diese Sichtweise lässt aber außer Acht, dass die meisten Grünlandflächen weltweit bei Nichtnutzung durch die entstehende natürliche Vegetation (Büsche, Bäume etc.) deutlich mehr Kohlenstoff speichern könnten als durch Beweidung oder Bergung des Aufwuchses. Dies zeigt auch die bereits erwähnte Studie von Hayek et al. (2021) deutlich: das größte Kohlenstoffspeicherpotenzial, das auf durch eine globale Ernährungsveränderung frei werdenden Flächen verfügbar gemacht werden könnte, besteht auf Grünland (Hayek et al., 2021). Dieses Kohlenstoffspeicherpotenzial besteht zum einen aus der Veränderung der vegetativen Biomasse, d.h. wie ändert sich die vegetative oberirdische und unterirdische Biomasse, wenn die Grünlandnutzung einer Fläche aufgegeben wird. Erb et al. (2018) können deutlich zeigen, dass die in Grünland gespeicherte Biomasse global betrachtet deutlich

niedriger ist, als die Biomasse, die sich durch die natürliche Vegetation auf diesen Flächen bilden würde. Eine aktuelle Studie kommt zusätzlich zum Ergebnis, dass diese Wiederetablierung der natürlichen Vegetation in tropischen Klimaten innerhalb weniger Jahre ablaufen kann (Poorter et al., 2021).

Neben der Biomasse spielt beim Vergleich der Kohlenstoffspeicherleistung von Grünland und natürlicher Vegetation auch noch der organische Kohlenstoffgehalt im Boden eine wichtige Rolle. Die letzte Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Deutschland hat gezeigt, dass die Kohlenstoffvorräte von Grünlandböden fast doppelt so hoch sind, wie von Waldböden. Als Grund wird jedoch angegeben, dass „die hohen Vorräte an organischem Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden (...) maßgeblich durch ihre Tiefgründigkeit und die größeren Anteile an grundwasserbeeinflussten Böden mit sehr hohen Kohlenstoffvorräten (z. B. Moorböden und moorähnliche Böden) verursacht“ werden (Flessa et al., 2018, S. 20). Mit anderen Worten, die hohen organischen Kohlenstoffgehalte in Grünlandböden sind nicht durch die Grünlandnutzung entstanden, vielmehr findet Grünlandnutzung oft auf Flächen statt, die auf Grund der Hydromorphie von Natur aus einen hohen organischen Kohlenstoffgehalt im Boden aufweisen. In einer Studie von 2012 wurde eine weltweite Meta-Analyse durchgeführt, wie sich der organische Kohlenstoffgehalt im Boden durch Aufforstung verändert. Hier wurden keine signifikanten Veränderungen des organischen Bodenkohlenstoffgehalts durch die Umwandlung der untersuchten Flächen von Grünland in Wald festgestellt (Li, Niu und Luo, 2012).

Wenn, wie dargestellt, die potenzielle Biomasse der natürlichen Vegetation auf Grünlandflächen die Kohlenstoffvorräte im Vergleich zur landwirtschaftlichen Nutzung deutlich übersteigt und gleichzeitig der organische Bodenkohlenstoffgehalt sich beim Übergang von Grünland zu natürlicher Vegetation nicht wesentlich ändert, müssen für die Grünlandnutzung Kohlenstoff-Opportunitätskosten angerechnet werden. Mit anderen Worten, durch die Nutzung von Grünland entgeht ein hohes Potential, Kohlenstoff zu speichern. Dies bedeutet, dass tierischen Lebensmitteln, die auf Grünland erzeugt wurden, auch Kohlenstoff-Opportunitätskosten zuzurechnen sind und der Konsum dementsprechend als stark klimawirksam anzusehen ist.

Gleichzeitig bedeuten Kohlenstoff-Opportunitätskosten bei Grünland nicht pauschal, dass die Erzeugung aus Klimaschutzgründen eingestellt werden sollte. Im Gegenteil:

mit Ausnahme von Moorböden übersteigen auf den meisten Grünlandflächen Deutschlands die vermiedenen externen Kosten an anderer Stelle durch die Erzeugung von Milch und Fleisch die externen Kosten der Produktion.

Nebenprodukte des Ackerbaus (z.B. Stroh), aus der Verarbeitung pflanzlicher Rohstoffe (z.B. Rapsschrot) und Lebensmittel, sowie Lebensmittelreste können bisher nicht direkt von Menschen konsumiert werden. Hier bieten Nutztiere aktuell noch eine Chance, mehr Lebensmittel auf derselben Ackerfläche zu erzeugen als bei einer rein pflanzlichen Nutzung der Fläche. Dabei muss jedoch beachtet

werden, dass zum einen die Schrote aus der Pflanzenölerzeugung oft einen wesentlichen Teil des Preises für Ölsaaten ausmachen und die steigende Nachfrage nach diesen ein wichtiger Treiber der Expansion beispielsweise der Sojaanbaufläche weltweit darstellt (Irwin, 2017). Bei Schroten von Ölsaaten sollte daher eher von Koppelprodukten gesprochen werden. Zum anderen besteht auch die Möglichkeit, durch neue Verfahren und Technologien Grünland, sowie Neben- oder Koppelprodukte, die bisher nicht für die menschliche Ernährung geeignet waren, für den direkten Konsum weiter zu verarbeiten. Ein Beispiel hierfür ist CanolaPRO, ein für den direkten menschlichen Konsum verfügbares Protein aus Rapsschrot des niederländischen Unternehmens DSM (DSM, 2022). Sakarika et al. (2022) stellen in einer Studie ein fermentationsbasiertes Verfahren vor, um aus Gras von Grünlandflächen hochwertiges Protein für die menschliche Ernährung herzustellen. Die dabei anfallenden Nebenprodukte können in Biogasanlagen für die Energieerzeugung verwendet werden.

Unabhängig von diesen Einschränkungen gibt es etliche Futtermittel, deren Bestandteile auf Ackerbausysteme zurückzuführen sind, aber geringe Flächen-Opportunitätskosten aufweisen. Dies bedeutet, dass durch deren Verfütterung ein nur sehr geringer zusätzlicher Flächenbedarf entsteht. Eine Studie von van Zanten et al. konnte zeigen, dass der Ackerflächenbedarf der globalen Ernährung dann minimiert werden könnte, wenn wir Tiere nutzen, die mit „Low-Opportunity Cost Feedstuff“ gefüttert werden. Mit anderen Worten, wir brauchen weniger Ackerfläche bei einer Ernährung mit einem gewissen Anteil tierischer Lebensmittel, zumindest so lange bis bei einer tierfreien Ernährung die Koppelprodukte nicht mehr über die Tierhaltung effizienter verwertet werden, sondern dann über neu zu entwickelnde tierfreie Verfahren. Zanten et al. sehen eine durchschnittliche Versorgung mit tierischen Proteinen in der Größenordnung von 9-23 g Protein pro Person und Tag auf Basis von „Low-Opportunity Cost Feedstuff“ als Ziel an, um den Ackerflächenbedarf unserer Ernährung zu minimieren (van Zanten et al., 2018). Aktuell liegt die Versorgung mit tierischen Proteinen (ohne Fisch und Meeresfrüchte) in Deutschland bei ca. 58 g Protein pro Person und Tag (FAOSTAT, 2019).

6.5 Klimaneutrale Landwirtschaft und True Cost Accounting

Im Rahmen des European Green Deal wurde das Ziel der Klimaneutralität für alle Sektoren bis 2050 festgelegt, die Bundesregierung hat sich 2021 auf das Jahr 2045 für Deutschland geeinigt. Im Bereich Landwirtschaft, Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forst plant die EU-Kommission im Rahmen des „Fit for 55“-Pakets die Klimaneutralität bis 2035 (Rat der EU, 2022). Darüber hinaus wird die Idee einer „klimapositiven“ Landwirtschaft von Seiten verschiedener landwirtschaftlicher Akteure und Institutionen seit einiger Zeit verstärkt in die Diskussion mit eingebracht, oft in Zusammenhang mit der sogenannten „regenerativen Landwirtschaft“ (Gottwald et al., 2021).

Das IPCC definiert Klimaneutralität als einen Zustand, in dem menschliche Aktivitäten zu keinem Nettoeffekt auf das Klima führen (IPCC, 2022). Auf das Agrar- und Ernährungssystem ist diese Definition jedoch nur bedingt übertragbar: unabhängig von der Art der Landwirtschaft führt so gut wie jede vorstellbare Form der flächengebundenen Landwirtschaft zu einem Nettoeffekt auf das Klima, da die natürliche Speicherleistung einer Fläche hierfür aufgegeben werden muss.

Was von Seiten der Politik und vieler Institutionen oft als „klimaneutrale“ Landwirtschaft verstanden wird, ist die Situation, dass die Produktionsemissionen innerhalb einer Region bzw. eines Agrarsystems durch Kohlenstoff-Senken in der Region bzw. im Agrarsystem gebunden werden. Hier besteht die Frage, wie die Systemgrenzen definiert werden: Im Rahmen des „Fit for 55“-Pakets beabsichtigte die EU-Kommission die Zusammenführung des Sektors Landwirtschaft mit dem Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forst (LULUCF) in ein „Landsystem“, das bis 2035 klimaneutral sein soll. Ob dies einen Vorteil für die Landwirtschaft darstellt, ist davon abhängig, ob der LULUCF-Sektor auch in Zukunft eine Kohlenstoffsenke darstellen wird.

Die Definition der Klimaneutralität als Situation, in der Produktionsemissionen durch Senken innerhalb einer Region bzw. eines Systems ausgeglichen werden ohne dabei jedoch Ertragseffekte zu betrachten, birgt folgendes Problem: angenommen, ein Weidehaltungssystem zur Erzeugung von Rindfleisch führt zu einer Kohlenstoffsenke durch Humusaufbau von 1,5 t CO₂ pro ha und Jahr bei Produktionsemissionen (in erster Linie in Form von Methan) von 3,0 t CO₂e pro ha und Jahr. Wird nun die Besatzdichte an Rindern halbiert, reduzieren sich die Produktionsemissionen auf 1,5 t CO₂e pro ha und Jahr, was bei gleichbleibender Sequestrierung von 1,5 t CO₂ pro ha und Jahr zu klimaneutraler Rindfleischerzeugung nach der oben genannten Definition führen würde. Wird Klimaneutralität nur durch den Ausgleich von Produktionsemissionen durch Senken in der Region bzw. im System definiert, sind extensive Agrarsysteme mit hohem Flächenbedarf meist von Vorteil. Würde jedoch die Erzeugung großflächig extensiviert werden, würde bei global gleichbleibender Nachfrage der Druck steigen, weitere Naturflächen für die Landwirtschaft umzunutzen, was durch Abbau von in Pflanzen und im Boden gebundenem Kohlenstoff wiederum zu zusätzlichen Emissionen führt. Das World Resources Institute (WRI) hat in einer Studie zur Klimaneutralität der dänischen Landwirtschaft daher das Konzept der sogenannten „Landflächen-Klimaneutralität“ vorgestellt (Searchinger et al., 2021): Damit die dänische Landwirtschaft als klimaneutral bezeichnet werden kann, dürfen die landwirtschaftlichen Aktivitäten zu keinen zusätzlichen Landumnutzungseffekten und damit nicht zu Nettoemissionen auf globaler Ebene führen. Dies bedeutet zum einen, dass die Produktionsemissionen gesenkt und die restlichen bzw. unvermeidbaren Emissionen durch Senken (z.B. Vernässung von Mooren oder Renaturierung von Flächen) in Dänemark ausgeglichen werden müssen. Zum anderen muss Dänemark einen Beitrag leisten, um weitere Emissionen durch Landnutzungsänderung (die global größte Emissionsquelle der Landwirtschaft) zu stoppen. Bei weiter wachsender Weltbevölkerung und

steigendem Konsum tierischer Produkte wird erwartet, dass die globale Nachfrage nach Nahrungsmitteln bis 2050 um 45% steigen wird. Um keine weitere Landnutzungsänderung zu benötigen und diesen Nachfragezuwachs zu ermöglichen, müssen die Erträge global um 45% bis 2050 steigen. Das WRI hat in seiner Studie empfohlen, dass die dänische Landwirtschaft nur dann Landflächen-klimaneutral sein kann, wenn neben dem Ausgleich der übrigen, unvermeidbaren Produktionsemissionen durch Senken zusätzlich die Erzeugung der dänischen Landwirtschaft bis 2050 um 45% wächst. Nur dann leiste die dänische Landwirtschaft einen im globalen Kontext fairen Beitrag, um Emissionen durch Landnutzungsänderung an anderer Stelle weltweit zu verhindern. Für eine klimaneutrale Landwirtschaft ist es also wichtig, Erträge und damit Kohlenstoff-Opportunitätskosten mitzuberechnen, um nationale Klimaschutzherausforderungen nicht global zu verlagern – also Leakage-Effekte zu vermeiden.

Auch für das sogenannte „True Cost Accounting“ ist diese Betrachtungsweise relevant: Im Rahmen des „United Nations Food Systems Summit“ (UNFSS) wurde die Bedeutung dieses Ansatzes, also die Betrachtung der gesamtgesellschaftlichen Kosten von landwirtschaftlichen Produkten und Lebensmitteln, als ein wesentlicher Baustein für ein nachhaltiges Agrar- und Ernährungssystem betont (Richardson, 2021).

Beispielsweise werden in einem Bericht zu den „wahren Kosten“ von Fleisch von Greenpeace nur die Emissionen durch Landnutzungsänderung der aus Südamerika importierten Sojafuttermittel angerechnet (auf Basis von Referenzwerten), aber nicht die Kohlenstoff-Opportunitätskosten, die jedweder und eben auch der hiesigen landwirtschaftlichen Nutzung anzurechnen sind (Bandel et al., 2020). D.h. für ein Agrarsystem, das keine Flächen in Regionen nutzt, in denen in den letzten Jahren wesentliche Landnutzungsänderungen stattgefunden haben, beeinflusst der Flächenbedarf für ein Produkt in keiner Weise die so berechneten „True Costs“. In der Konsequenz würde das bedeuten, dass extensive Systeme mit hohem Flächenbedarf in Regionen, die schon vor vielen Jahren abgeholzt wurden, in dieser Betrachtung als vorteilhaft gesehen werden, obwohl bei einer Ausdehnung dieser Systeme das Risiko einer Landnutzungsänderung an anderer Stelle zunimmt. Durch die Berücksichtigung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten könnte dieses Problem behoben und eine umfassende Bewertung der Klimawirkung ermöglicht werden.

6.6 Erzeugung und Konsum innerhalb nationaler Grenzen

In der aktuellen Debatte über Klimaschutz und Landwirtschaft wird teilweise gefordert, sowohl Produktion als auch Konsum tierischer Produkte in Deutschland gleichermaßen zu vermindern, bzw. eine für den Inlandsverbrauch ausgerichtete Landwirtschaft anzustreben (Sorg et al., 2021). Exporte tierischer Produkte werden in der öffentlichen Debatte über Nutztierhaltung vielfach abgelehnt (BCG,

2019). Auch der Import von Futtermitteln, insbesondere von Soja aus Südamerika, steht stark in der öffentlichen Kritik.

Werden die oben beschriebenen enormen Klimaschutzpotentiale einer Ernährungsänderung in Deutschland verwirklicht, würde es bei gleichbleibender Erzeugung tierischer Produkte zu deutlich steigenden Exporten kommen. Werden die Vorschläge des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung umgesetzt, wird dies voraussichtlich zu einer Reduktion der Fleischerzeugung in Deutschland führen (Deblitz et al., 2021). Es stellt sich jedoch die Frage, ob eine Reduktion der Erzeugung in Deutschland darüber hinaus und die Reduktion von Exporten aus Klimaschutzsicht sinnvoll sind.

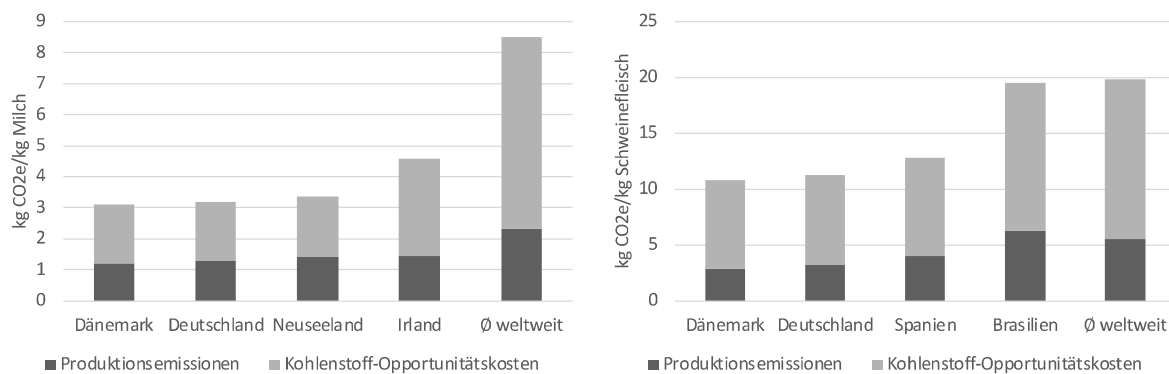
Ein Argument für den Export tierischer Produkte wäre, dass Deutschland im internationalen Vergleich relativ niedrige Produktionsemissionen und niedrige Kohlenstoff-Opportunitätskosten aufweist. Poore und Nemecek haben dies in einer umfangreichen, weltweiten Metastudie zu den Klima- und Umweltwirkungen von Lebensmitteln verdeutlichen können (Poore und Nemecek, 2018). Die auf Basis begutachteter Publikationen erhobenen globalen Ergebnisse wurden für diesen Artikel nochmals ausgewertet. Tabelle 7 zeigt die Produktionsemissionen der Studien aus Deutschland im Vergleich mit dem Mittelwert und Median der Vergleichsgruppe, sowie den Ländern mit den minimalen und maximalen Emissionen für Schweinefleisch- und Milch. Die deutschen Studien liegen bei den Produktionsemissionen deutlich unter dem Mittelwert bzw. Median der internationalen Vergleichsgruppe:

Tabelle 7:
Umweltauswirkungen der Schweinefleisch- und Milcherzeugung auf Basis ausgewählter begutachteter Studien weltweit, Quelle: eigene Kalkulation auf Basis der Daten von Poore und Nemecek 2018

	Produktionsemissionen in kg CO ₂ e	
	pro Liter Milch	pro Kilogramm Schweinefleisch
Anzahl Studien / Länder	147 Studien / 26 Länder	75 Studien / 18 Länder
Mittelwert / Median	3,1 / 2,4	13,0 / 11,8
Minimum	1,6 (Neuseeland)	8,9 (Dänemark)
Maximum	10,3 (Peru)	27,6 (Vietnam)
Deutschland	2,0	9,1

Je nach benötigter Futterfläche und deren Kohlenstoffspeicherpotential der natürlichen Vegetation variieren auch die Kohlenstoff-Opportunitätskosten stark zwischen einzelnen Ländern und Regionen. Wirsenius et al. (2020) konnten zeigen, dass Deutschland bei der Erzeugung von Schweinefleisch und Milch nicht nur bei den Produktionsemissionen im globalen Vergleich niedrig liegt, sondern auch bei den Kohlenstoff-Opportunitätskosten (siehe Darstellung 5). Diese sind beispielsweise in Irland deutlich höher, da dort zwar Grünland eine wesentliche Futtergrundlage darstellt, aber bei dessen Nutzung ein

relativ hohes Speicherpotential der Fläche verloren geht und die Grünlanderträge, im Vergleich z.B. zu Neuseeland, relativ gering sind.



Darstellung 5: Emissionen der Milcherzeugung (links) und Schweinefleischerzeugung (rechts) ausgewählter Länder, Quelle: eigene Darstellung nach Wirsenius et al. 2020 und Searchinger et al. 2018

Wird bei konstanter Nachfrage ein Kilogramm Schweinefleisch bzw. ein Liter Milch nicht in Deutschland, sondern im globalen Durchschnitt erzeugt, führt dies zu global steigenden Produktionsemissionen und insbesondere zu einer deutlich reduzierten Speicherleistung der natürlichen Vegetation.

Konsum und Erzeugung sollten beim Fokus auf die Klimawirkung separat optimiert werden, was in anderen Sektoren üblich ist: Um die Emissionen im Mobilitätssektor zu reduzieren, sollten die individuelle Mobilität soweit möglich verringert und gleichzeitig effizientere Fahrzeuge produziert werden. Die Beendigung der Automobilproduktion in einem Land hätte jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf die globalen Emissionen im Mobilitätssektor.

In gleicher Weise ist es eine sinnvolle Strategie, sowohl den Konsum tierischer Lebensmittel zu reduzieren und gleichzeitig die knappe Fläche möglichst effizient zu nutzen, indem die Erzeugung dort erhalten und nachhaltig weiterentwickelt wird, wo die Erzeugung mit geringen Emissionen und Kohlenstoff-Opportunitätskosten verbunden ist. Diesen Vorteil des internationalen Agrarhandels zeigt auch eine aktuelle Studie von Kastner et al. (2021). Auch Beyer et al. (2022) konnten deutliche Potentiale für den Klimaschutz in einer optimierten globalen Verteilung der Landwirtschaft feststellen: eine globale Verschiebung des Ackerbaus auf optimale Standorte in Kombination mit angepasstem Inputeinsatz würde den CO₂-Fußabdruck der wichtigsten Ackerkulturen weltweit um 71% senken. Diese Verschiebung würde den internationalen Handel mit Agrargütern deutlich steigern, was auch die Transportemissionen erhöhen würde, die in dieser Studie nicht mitberücksichtigt wurden. Andere Studien konnten aber zeigen, dass die Transportemissionen an den Gesamtemissionen von Lebensmitteln nur einen sehr geringen Anteil ausmachen (Crippa et al., 2021; Edwards-Jones et al., 2008).

Trotz niedriger Emissionen in der Tierhaltung ist Deutschland aktuell auf Sojaimporte angewiesen, deren Erzeugung in Südamerika ein wichtiger Treiber für Landnutzungsänderung bzw. Entwaldung darstellt. Auf privater und staatlicher Ebene entstehen zunehmend Projekte und Vorgaben, um entwaldungsfreie Lieferketten sicherzustellen. Oft wird hier auf entwaldungsfreie Sojaimporte zurückgegriffen, die von Flächen stammen, die ab einem definierten Stichtag (in vielen Standards 2008) nicht entwaldet wurden. Aber auch entwaldungsfreiem Sojaanbau, wie jeder Landnutzung, müssen Kohlenstoff-Opportunitätskosten angerechnet werden, da es hier auch zu einer Entwaldung bzw. Landnutzungsänderung kam, nur zu einem früheren Zeitpunkt und bei Nichtnutzung dieser Flächen wieder Kohlenstoff gebunden werden könnte. Beziehen einzelne Nachfrager bzw. Länder entwaldungsfreie Sojafuttermittel durch einen Wechsel der Bezugsregion innerhalb eines Exportlandes (wie etwa Brasilien) oder Wechseln des Exportland (etwa von Brasilien zu USA), ist der Effekt auf die Eindämmung der Abholzung weiterer Flächen nur marginal. Grund hierfür ist, dass dadurch im globalen Sojahandel nur Mengen ausgetauscht werden, ohne dass der Druck auf die Sojaanbauflächen global reduziert wird (Villoria et al., 2022).

Eine Möglichkeit, den Druck auf den globalen Sojamarke zu entschärfen ist es, Sojaimporte durch eigene Erzeugung von geeigneten Proteinfuttermitteln teilweise bzw. komplett zu ersetzen (Searchinger et al., 2021). Für Deutschland besteht hier die Möglichkeit, den eigenen Sojaanbau auszudehnen, andere Körnerleguminosen mit ähnlicher Wertigkeit (wie etwa Lupine) stärker in den Anbau und die Verfütterung zu bringen oder neue Potentiale zu erschließen, wie etwa Grasprotein aus Bioraffinerie oder Insektenprotein. Um einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten, reicht es aber nicht, einfach nur Importe durch Erzeugung vor Ort zu ersetzen. Entscheidend ist, dass durch die Erzeugung vor Ort der Klimavorteil einer Fläche sich im Vergleich zur vorherigen Nutzung nicht reduziert: Wird beispielsweise in Süddeutschland auf einer Fläche 11,0 t/ha (trocken) Körnermais geerntet, entspricht der wesentliche Klimavorteil darin, dass durch die Erzeugung eine Flächeneinsparung und damit eine Speicherleistung an anderer Stelle ermöglicht wird (der Klimavorteil (2) durch den Unterschied der Produktionsemissionen ist hier gering und wird vernachlässigt). Dieser Klimavorteil kann, wie oben dargestellt, durch die Multiplikation des Ertrags mit den $\text{CO}_{2,\text{global}}$ quantifiziert werden, d.h. $11,0 \text{ t/ha} \times 2,1 \text{ t CO}_2/\text{t Mais} = 23,1 \text{ t CO}_2/\text{ha}$. Wird nun Körnermais im Anbau durch Soja mit 2,5 t/ha Ertrag ersetzt, entsteht nur ein Klimavorteil von $14,8 \text{ t CO}_2/\text{ha}$ ($2,5 \text{ t/ha} \times 5,9 \text{ t CO}_2/\text{t Soja}$). D.h. $11,0 \text{ t/ha}$ Körnermais ermöglichen im globalen Durchschnitt eine Flächeneinsparung, die mehr Speicherleistung bietet als 2,5 t/ha Soja. Der Sojaertrag muss mindestens bei 3,9 t/ha (was in Süddeutschland in der Praxis durchaus möglich ist) liegen, damit es durch die Regionalisierung der Proteinerzeugung zu keinem Klimanachteil kommt.

Sojaimporte durch ertragshohe Erzeugung vor Ort zu ersetzen ist ein mögliches Instrument, um den Druck auf den globalen Sojamarke und dadurch die Flächenausdehnung in sensiblen Regionen

Südamerikas zu reduzieren. Dabei darf es aber nicht zu einer aus Klimaschutzsicht nachteiligeren Nutzung von Fläche durch niedrige Erträge kommen.

6.7 Änderungen auf der Konsumseite vs. Ökoinneffizienz eines Agrarsystems

Verschwendung und Verluste entlang der Lebensmittelwertschöpfungskette zu reduzieren und die Ernährung stärker in Richtung Lebensmittel mit niedrigen Emissionen und geringem Flächenbedarf pro Nährstoffeinheit zu fokussieren, ist global flächendeckend sinnvoll. Diese Bestrebungen auf der Nachfrageseite können unabhängig von der Angebotsseite als relevant betrachtet werden.

Daneben gibt es Studien, die beispielsweise im Zusammenhang mit der geringen Flächeneffizienz des Ökolandbaus argumentieren, dass Veränderungen auf der Konsumseite (Reduzierung von Verlusten, Veränderung der Ernährung) diesen Nachteil ökologischer Agrarsysteme ausgleichen können (Muller et al., 2017) – dies könnte als ein „umgekehrter Rebound-Effekt“ verstanden werden, der einem holistisch verstandenen biologischen Agrar- und Ernährungssystem durch eine inhärente Verknüpfung von Produktion und Konsum systemisch inne wohnt. Zwar kann eine Ausdehnung des Ökolandbaus durch Veränderungen auf der Nachfrageseite ermöglicht werden, aber dies ist für sich isoliert betrachtet kein Argument, dass Ökolandbau alleine auf die Produktionsseite eine aus Klimaschutz-Sicht effiziente Nutzung von Fläche darstellt. Vergleichbar ist diese Argumentation damit, dass der Umstieg von einem Kleinwagen auf einen schweren SUV mit überdurchschnittlich hohem Kraftstoffverbrauch damit gerechtfertigt werden könnte, dass dieser weniger genutzt wird als ein Kleinfahrzeug. Wird dies umgesetzt, kann dies zu gleichbleibenden Emissionen der fahrenden Person führen. Jedoch ändert dies nichts daran, dass der schwere SUV kein kraftstoffeffizientes Fortbewegungsmittel ist und eine Reduktion der Fahrstrecke in Kombination mit einem effizienten Fahrzeug die Emissionen deutlich reduzieren könnte.

Auch eine empirische Arbeit von Treu et al. (2017) konnte auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II zeigen, dass der oben erwähnte „umgekehrte Rebound-Effekt“ nicht ohne Weiteres zu gelten scheint: die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Ernährungsweisen von Konsument*innen in Deutschland, die überwiegend Ökolebensmittel kaufen, in etwa die gleichen Emissionen (ohne Landnutzungsänderung oder COC) und einen 40% höheren Flächenbedarf aufweisen, als die Ernährungsweisen von Konsument*innen, die keinerlei Ökolebensmittel erwerben. Da zur Zeit der Veröffentlichung dieser Studie ein umfassendes Konzept für COC noch nicht verfügbar war, wurde die Klimawirkung des höheren Flächenbedarfs in Form von COC nicht mitberücksichtigt. Es kann auf Basis der Studienergebnisse jedoch davon ausgegangen werden, dass aufgrund des höheren Flächenanspruchs der Bio-Ernährungsweise ein größerer negativer Klimaeffekt entsteht als bei einer Ernährung ohne Bio-Lebensmittel.

Aktuell verliert die Debatte zwischen „öko und konventionell“ an Bedeutung, da von Seiten der Forschung und Praxis neue Agrarsysteme zwischen klassischer ökologischer und konventioneller Wirtschaftsweise angedacht und erprobt werden (Jacquet et al., 2022). Welches System an welchem Standort aus Klima- und Umweltsicht am sinnvollsten ist, wird nicht ausschließlich von der Konsumseite beeinflusst, sondern von der Abwägung zwischen Auswirkungen vor Ort (Produktionsemissionen) und den vermiedenen Auswirkungen an anderer Stelle (Flächeneinsparung), siehe Darstellung 2.

6.8 Ökobilanzen und Ökonomische Modelle vs. Kohlenstoff-Opportunitätskosten

Kohlenstoff-Opportunitätskosten finden zunehmend Anwendung in Veröffentlichungen zur Bewertung der Klimawirkung von Landwirtschaft und Lebensmitteln. Dennoch sind folgende Ansätze zur Bewertung von Landnutzung aktuell noch deutlich stärker verbreitet (Wirsenius et al., 2020):

- (1) Keinerlei Einbeziehung der Landnutzung in der Klimabilanzierung.
- (2) Betrachtung von Emissionen durch Landnutzungsänderung, wenn ein Produkt auf Flächen erzeugt wurde, die vor kurzem bzw. innerhalb eines definierten Zeitraums abgeholzt wurden.
- (3) Betrachtung von Emissionen durch Landnutzungsänderung, wenn die Anbaufläche eines Produkts sich ausdehnt und im Land die Agrarfläche wächst.
- (4) Betrachtung von Emissionen durch Landnutzungsänderung, wenn die Anbaufläche eines Produkts sich global ausdehnt.
- (5) Nutzung ökonomischer Modelle (allgemeine / partielle Gleichgewichtsmodelle und andere) zur Quantifizierung von indirekter Landnutzungsänderung oder Leakage (Verlagerung von Umwelteffekten)

Die Problematik dieser Ansätze kann durch ein analoges Beispiel aus der Wirtschaftlichkeitsrechnung in der Landwirtschaft verdeutlicht werden, in dem es um die ökonomische Bewertung der eigenen Arbeitskraft geht:

Ansatz (1) wäre vergleichbar mit einer Situation, in der kein Lohnansatz für die eigene Arbeit angerechnet wird; Ansatz (2) wäre vergleichbar mit einer Situation, in der nur dann ein Lohnansatz angerechnet wird, wenn die Person vor 5 Jahren oder weniger außerhalb des Betriebs einer bezahlten Arbeit nachgegangen ist und/oder (3) - (4) im Ort oder Landkreis eine andere landwirtschaftlich ausgebildete Person einer bezahlten Arbeit nachgegangen ist. Für alle Fälle dieses Beispiels entsteht eine Situation, in der alle oder einzelne Personen die knappe Ressource „eigene Arbeitskraft“ nicht marktgerecht entlohnt bekommen und es zu Entscheidungen kommt, die diese Ressource nicht effizient nutzen bzw. „übernutzen“. Hier wird deutlich, dass die Verwendung der Ansätze (1) - (4) in

der Klimabewertung von Landnutzungsoptionen zu einer aus Klimaschutzsicht ineffizienten Nutzung der global knappen Fläche führt.

Ansatz (5) wurde in der Vergangenheit oft zur Rechtfertigung von Bioenergie, wie etwa Biokraftstoffen, herangezogen und wird im Folgenden anhand eines aktuellen Beispiels tiefergehend betrachtet:

Mehrere Studien zu den Auswirkungen des European Green Deal auf die Landwirtschaft nutzen ökonomische Modelle (partielle Gleichgewichtsmodelle), um Klimaeffekte eines Rückgangs der Erzeugung zu bewerten. Eine dieser Studien des „Joint Research Centre“ der EU-Kommission kommt zum Schluss, dass die Maßnahmen der Farm-to-Fork- und Biodiversitätsstrategie die Gesamtemissionen im besten Fall um 107,5 Mio. t CO₂e pro Jahr (28,9%) bezogen auf die EU-angerechneten Emissionen reduzieren (Joint Research Centre, 2021). Dabei werden jedoch 33,2 Mio. t CO₂e durch Leakage-Effekte ins Ausland verlagert. Dennoch wären die geplanten Green-Deal-Maßnahmen in der Landwirtschaft nach dieser Modellbetrachtung als vorteilhaft für den Klimaschutz zu bewerten.

Berechnet man jedoch die Kohlenstoff-Opportunitätskosten, die durch den Rückgang der Erzeugung anzurechnen wären, führt allein die Reduktion der Getreide- und Ölsaaterzeugung um ca. 15% bereits zu einem Rückgang der vermiedenen Emissionen durch Landnutzungsänderung an anderer Stelle um ca. 115 Mio. t CO₂, d.h. mehr als die Einsparungen innerhalb der EU von 107,5 Mio. t CO₂e, womit die Green-Deal-Maßnahmen bei einer Betrachtung auf Basis von Kohlenstoff-Opportunitätskosten zu einem Klimanachteil führen (-15% Getreide entspricht ca. -45 Mio. t; Getreide COC_{global} = ca. 2 kg CO₂ / kg FM → 90 Mio. t CO₂; -15% Ölsaaten entspricht ca. -4,5 Mio. t; Ölsaaten COC_{global} = ca. 5,5 kg CO₂ / kg FM → 25 Mio. t CO₂; Summe: ca. 115 Mio. t CO₂ (COC-Werte nach Searchinger et al., 2018)).

Der Unterschied zwischen dem Ergebnis durch aktuell verwendete Modelle und der Berechnung auf Basis von Kohlenstoff-Opportunitätskosten entsteht dadurch, dass im Modell der Rückgang der Erzeugung zu höheren Preisen führt, und diese wiederum zu weniger Konsum und Intensivierung der Erzeugung an anderer Stelle außerhalb der EU. Konsument*innen und Erzeuger*innen außerhalb der EU gleichen also durch Ihre Reaktion auf den Angebotsrückgang den zusätzlichen Flächenbedarf größtenteils aus. Diese Reaktion ist aber nicht den Green-Deal-Maßnahmen im Speziellen zuzuordnen, sondern würde auch stattfinden, wenn beispielsweise 15% der Getreide- und Ölsaatenfläche aus anderen Gründen verloren gingen. Das Modell hilft also nicht festzustellen, ob die Effizienz der Landnutzung aus Klimaschutzsicht durch die Green-Deal-Maßnahmen global gesteigert wird.

Dieser Zusammenhang kann durch folgendes Beispiel verdeutlicht werden:

Angenommen, eine politische Entscheidung würde geplant werden, die vorgibt, dass nur noch schwere SUVs als Autos am Straßenverkehr teilnehmen dürfen. Ökonomische Modelle würden richtigerweise vorhersagen, dass auf Grund der hohen Preise für SUVs viele Menschen weniger fahren würden und

öffentliche Verkehrsmittel das Angebot auf Grund gestiegener Nachfrage weiter ausdehnen würden. In Summe würden die Modelle wohl geringere Emissionen als der Status Quo berechnen. Die ineffiziente Nutzung der Ressource Kraftstoff wird hier aber durch Reaktionen auf der Nachfrageseite und anderer Mobilitätsanbieter verschleiert. Der Nutzen für alle Beteiligten wäre höher, wenn die Politik durch Besteuerung von Kraftstoffen, eine Unterstützung für öffentliche Verkehrsmittel, sowie bessere Infrastruktur für nicht motorisierten Verkehr zu geringeren Emissionen im Mobilitätssektor führen würde.

Aktuelle Marktmodelle, die Reaktionen auf der Nachfrage- und Angebotsseite zur Berechnung der Klimawirkung über indirekten Landnutzungseffekte bzw. „Leakage-Effekte“ mit einbeziehen, können zwar die Gesamtauswirkungen einzelner Szenarien oder Politikoptionen berechnen, sind aber nicht geeignet, um zu bewerten, wie effizient die knappe Ressource Land auf der Angebots- und Nachfrageseite aus Klimaschutzsicht genutzt wird. Da Landnutzung jedoch die größte Ursache für den Klimawandeleinfluss des Agrar- und Ernährungssystems darstellt, ist ein klimaeffizienter Umgang mit dieser knappen Ressource essenziell, um den Klimaschutz im Agrar- und Ernährungssektor voranzubringen. Um dies zu erreichen, sollte eine Verschleierung der Klimaeffizienz von Landnutzungsoptionen (= Angebotsseite) durch Reaktionen der Nachfrageseite vermieden werden, was nur durch eine getrennte Bewertung und Optimierung der Angebots- und Nachfrageseite möglich ist. Diese getrennte Bewertung und Optimierung der Angebots- und Nachfrageseite kann durch den bereits oben dargestellten Klimavorteil der Fläche und den Klimanachteil des Konsums erfolgen:

Klimavorteil einer Fläche: $\text{Flächeneinsparung (Ertrag} \times \text{COC}_{\text{global}}) + \text{Differenz Produktionsemissionen (Ertrag} \times (\text{PEM}_{\text{global}} - \text{PEM}_{\text{vor Ort}})) + \text{Veränderung C-Speicher (Veränderung C-Speicher pro ha) + Bioenergienutzung (Ertrag}_{\text{Bioenergeträger}} \times (\text{PEM}_{\text{fossiler Energeträger}} - \text{PEM}_{\text{Bioenergeträger}}))$

Klimanachteil des Konsums: $\text{Kohlenstoff-Opportunitätskosten (Menge des konsumierten Lebensmittels} \times \text{COC}_{\text{global}}) + \text{Produktionsemissionen (Menge des konsumierten Lebensmittels} \times \text{PEM}_{\text{global}})$

Je höher der oben dargestellte Klimavorteil der Fläche einer Landnutzungsoption, desto größer die Effizienz dieser Landnutzungsoption aus Klimaschutzsicht. Und je geringer der Klimanachteil des Konsums einer Ernährungsoption, desto größer wiederum die Effizienz dieser Ernährungsoption aus Klimaschutzsicht.

Die Gesamtwirkung einer separaten Optimierung von Angebots- und Nachfrageseite wird in der Umsetzung jedoch zumeist geringer ausfallen als die Summe der Effizienzvorteile auf beiden Seiten. Ein wesentlicher Grund hierfür ist, dass eine steigende bzw. sinkende Effizienz bei der Landnutzung und im Konsum Preise beeinflussen kann und zu Reaktionen anderer Marktteilnehmer führt (Rebound-Effekte, Leakage-Effekte etc.). Ein Beispiel für diesen Zusammenhang wäre, dass eine

Ertragssteigerung in der Rindfleischerzeugung zu einem höheren Klimavorteil auf der Fläche führen würde, jedoch auch gleichzeitig zu sinkenden Preisen für das erzeugte Produkt. Kommt es aber zu keinem Eingriff, um den Klimanachteil des Konsums von Rindfleisch zu reduzieren, würde sich der Konsum ausdehnen. D.h. ein Teil des Effizienzgewinns auf der Angebotsseite wird durch eine Preisreaktion auf der Nachfrageseite zunichte gemacht (Rebound-Effekt). Ein weiteres Beispiel wäre die Ausdehnung des Ökolandbaus, was zu einem sinkenden Klimavorteil der Fläche führen würde: auf Grund höherer Preise für Bioprodukte und dem damit einhergehenden Rückgang des Konsums (relativ teurer) tierischer Produkte könnte ein Teil des Effizienzverlusts auf der Angebotsseite durch die Nachfrageseite ausgeglichen werden („umgekehrter Rebound-Effekt“). Diese Effekte können nur durch ökonomische Modelle (allgemeine bzw. partielle Gleichgewichtsmodelle) abgebildet werden, die Interaktionen zwischen Angebots- und Nachfrageseite berücksichtigen.

Hier wird nun ein methodischer Konflikt deutlich: Einerseits braucht es eine Effizienzbetrachtung, die Angebots- und Nachfrageseite trennt und Opportunitätskosten mitberücksichtigt. Denn nur dies ermöglicht einen klimaeffizienten Umgang mit der global knappen Fläche. Andererseits werden ökonomische Modelle benötigt, um die Markteffekte zwischen Angebots- und Nachfrageseite einzubeziehen.

Ein Ausweg diese unterschiedlichen Perspektiven aufeinander zu beziehen wäre eine getrennte Vorgehensweise, die zuerst die Effizienzbetrachtung nutzt, um Handlungsoptionen zu entwickeln.

In einem weiteren Schritt würden diese Handlungsoptionen dann durch eine Marktmodellierung bewertet werden:

(1) Effizienzbetrachtung zur Entwicklung von Handlungsoptionen:

Getrennte Betrachtung und Optimierung der Angebots- und Nachfrageseite durch Steigerung des Klimavorteils der Fläche und Reduktion des Klimanachteils des Konsums, um Handlungsoptionen für die Politik und andere Akteure zu entwickeln.

(2) Marktmodellierung (allgemeine bzw. partielle Gleichgewichtsmodelle) zur Bewertung der entwickelten Handlungsoptionen:

Bewertung der in (1) identifizierten optimierten Handlungsoptionen durch ökonomische Modelle, die Interaktionen zwischen Angebots- und Nachfrageseite berücksichtigen.

Hier besteht weiterer Forschungsbedarf durch einen interdisziplinären Austausch insbesondere zwischen der biophysikalischen Betrachtung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten und der klassischen ökonomischen Marktmodellierung.

6.9 Umfassende Bewertung von Agrarsystemen

Bei der vergleichenden Bewertung von Agrarsystemen spielt nicht nur der Klimawandeleinfluss eine Rolle. Neben der Klimakrise existiert eine Reihe weiterer lokaler und globaler Herausforderungen, denen sich die Landwirtschaft stellen muss. Dazu gehören nicht nur Ertragssicherung und Klimaschutz, sondern auch Artenschutz, Bodenschutz, Schutz von Gewässern und des Grundwassers sowie der Wasserbedarf, sozioökonomische Fragen, Arbeitsbedingungen, Tierwohl, gesundheitliche Auswirkungen der erzeugten Lebensmittel und Preis der erzeugten Lebensmittel (Seufert und Ramankutty, 2017). In dem zuvor vorgestellten Ansatz der Kohlenstoff-Opportunitätskosten bleiben diese weitergehenden externen Effekte unberücksichtigt.

Insbesondere auf das globale Artenstreben muss die Landwirtschaft eine Antwort finden, da sie die Hauptursache dieser Entwicklung darstellt. Oft wird der ökologische Landbau als Lösungsansatz für die Biodiversitätskrise genannt, da diverse Studien deutliche Vorteile für die genetische Vielfalt und Abundanz wichtiger Arten bei ökologischer Bewirtschaftung sehen (Sanders und Heß, 2019). Auf Grund des niedrigeren Ertragsniveaus im Ökolandbau besteht aber auch hier die Frage, ob durch den höheren Flächenbedarf bei großflächiger Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise die Biodiversitätsvorteile auf der Fläche durch den höheren Flächenverbrauch wieder zunichte gemacht werden oder es sogar insgesamt zu einem Biodiversitätsnachteil kommt. Gong et al. (2022) untersuchen in einer Metaanalyse Vergleichsstudien zwischen Ökolandbau und konventioneller Erzeugung. Dabei geht es insbesondere darum, neben dem Vergleich der Artenvielfalt („Species richness“) auf der bewirtschafteten Fläche auch den Biodiversitätsnachteil durch den höheren Flächenbedarf des Ökolandbaus mit zu berücksichtigen. Hierfür wurde ein sogenannter „Kompatibilitäts-Index“ entwickelt, der die Relation zwischen dem proportionalen Unterschied der Artenvielfalt auf den bewirtschafteten Flächen zu dem proportionalen Unterschied im Ertrag (d.h. Flächenbedarf) darstellt. Mit dieser Methode kann gezeigt werden, dass im Durchschnitt aller untersuchten Vergleichsstudien die proportional höhere Artenvielfalt des Ökolandbaus in etwa dem proportional höheren Flächenbedarf entspricht. Mit anderen Worten: der Vorteil durch die höhere Artenvielfalt auf der bewirtschafteten Fläche büßt der Ökolandbau durch höheren Flächenbedarf teilweise ein. Dieser Zusammenhang ist jedoch unterschiedlich zwischen Kulturpflanzen und Taxa: Bei Getreide ist bei Vögeln, Wirbellosen und Mikroben der relative Artenvielfaltsnachteil des konventionellen Anbaus geringer als der relative Ertragsunterschied zum Ökolandbau, die Ausnahme sind hier Pflanzen. Umgekehrt ist es bei den betrachteten Vergleichsstudien für Dauer- und Sonderkulturen, Ackerfutteranbau, sowie Leguminosen und Ölsaaten: hier schneiden alle Taxa bis auf Vögel für den Ökolandbau besser ab.

In einer anderen Studie haben Batáry und Tschardt (2022) über zwei Jahre die Häufigkeit von Wildbienen auf jeweils drei Vergleichsflächen in zehn Landschaften in Deutschland untersucht: eine ökologische Weizenfläche, eine konventionelle Weizenfläche mit einem Blühstreifen und eine konventionelle Fläche ohne Blühstreifen. Die Wildbienenhäufigkeit war bezogen auf die Fläche in den ökologischen Weizenfeldern am höchsten, jedoch konnte hier im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung nur etwa 50% des Ertrags erzielt werden. Um diese Resultate jedoch auf die geerntete Menge zu beziehen, haben die Wissenschaftler die Messergebnisse auf 100 ha Ökoweizenfläche sowie 50 ha konventionellen Weizen + 50 ha Blühstreifen hochgerechnet, da in beiden Szenarien in etwa die gleiche Menge Weizen auf der gleichen Fläche (100 ha) erzeugt wird. Hier konnte gezeigt werden, dass auf Basis der Messungen die Variante mit 50 ha konventionellen Weizen + 50 ha Blühstreifen ca. zu einer 3,5-fachen Häufigkeit von Wildbienen führt als 100 ha Ökoweizen. Diesen Vorteil einer konzentrierten intensiven Landwirtschaft beschreibt auch Balmford (2021) auf Basis globaler Daten von über 2.500 Spezies und empfiehlt, dass Erträge global so stark wie möglich erhöht werden sollten, um die landwirtschaftliche Flächennutzung auf ein Minimum zu beschränken und mehr Raum für natürliche Habitate zu ermöglichen. Auch Beyer et al., (2022) zeigen, dass eine Verschiebung und Konzentration der ackerbaulich genutzten Flächen auf optimale Standorte und die dadurch freiwerdende Fläche signifikante Vorteile für den Artenschutz bringen würde.

Dieser Diskurs, ob es nachhaltiger ist, auf einer größeren Fläche extensiv zu wirtschaften oder auf einer kleineren Fläche intensiv und mehr Naturräume zu erhalten, wird als „Land-Sharing-Land-Sparing-Debatte“ bezeichnet. Der höhere Landverbrauch des Land-Sharing-Ansatzes wird oft als ein Hauptkritikpunkt angeführt. Doch auch der reine Land-Sparing-Ansatz besitzt Schwachpunkte, insbesondere mögliche Rebound-Effekte durch Intensivierung: dadurch, dass Erträge durch Intensivierung steigen, erhöht sich die Attraktivität des Anbaus einer Kultur und die Erzeugung wird durch Umwandlung von Naturflächen ausgedehnt. Somit passiert genau das Gegenteil dessen, worauf der Land-Sparing-Ansatz abzielt. Eine Studie von Garcia et al. konnte zeigen, dass diese Rebound-Effekte des Land-Sparing-Ansatzes im Anbau von Soja, Zuckerrohr und Ölpalmen verbreitet sind, jedoch nicht bei Getreide wie Mais, Weizen oder Reis (García et al., 2020).

Seit einigen Jahren wird der Land-Sharing-Land-Sparing-Dualismus verstärkt in Frage gestellt und folgende Aspekte zunehmend als relevant für eine ökologisch optimale Landnutzung gesehen (Grass et al., 2021):

- 1) Betrachtung der gesamten (Agrar-)Landschaft anstatt den Fokus alleine auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche zu legen
- 2) Kombination aus Land-Sharing und Land-Sparing: Kleine Schläge, eine Vielzahl von Kulturen und ein signifikanter Anteil halb-natürlicher Habitate und Strukturelemente in Kombination mit intensiv und extensiv (z.B. ökologisch) genutzten Agrarflächen.

Sowohl Tschardt et al. (2021) als auch Noack et al. (2021) sehen die Vielfalt einer Landschaft als wesentlichen Hebel, um den Rückgang an Biodiversität zu stoppen. Um die optimale Nutzung einer Landschaft aus Sicht vielfältiger Nachhaltigkeitskriterien (Klima, Biodiversität, Gewässerschutz etc.) zu bestimmen, wäre eine Erweiterung des Klimavorteil-Ansatzes von Searchinger et al. möglich. Hierbei könnten die Kohlenstoff-Opportunitätskosten durch „Ökologische Opportunitätskosten“ („Ecological Opportunity Costs“, EOC) ersetzt werden, die die gesamten entgangenen ökologischen Leistungen durch Nutzung einer Landschaft beschreiben. Die oben dargestellten Produktionsemissionen könnten durch die gesamten ökologischen „Produktionsauswirkungen“ („Production Impact“, PIM) beschrieben werden, die alle Auswirkungen auf die Umwelt und das Klima durch die Nutzung einer Landschaft beinhalten. In Summe würden die ökologischen Vorteile einer Landschaft dann im Wesentlichen aus folgenden Komponenten bestehen:

- (1) Flächeneinsparung: Vorteil der Einsparung von Fläche woanders durch die Erzeugung vor Ort.

$$\text{Ökologischer Vorteil} = \text{Erzeugung} \times \text{EOC}_{\text{global}}$$

- (2) Differenz Produktionsauswirkungen: Vorteil/Nachteil durch den Unterschied der Produktionsauswirkungen vor Ort im Vergleich zum globalen Durchschnitt.

$$\text{Ökologischer Vorteil} = \text{Erzeugung} \times (\text{PIM}_{\text{global}} - \text{PIM}_{\text{vor Ort}})$$

Eine Herausforderung bei der Umsetzung dieses möglichen Bewertungsansatzes ist die Aggregation der unterschiedlichen Umweltauswirkungen. Insbesondere im Bereich Biodiversität scheint ein konsistenter Bewertungsrahmen bisher nicht verfügbar zu sein. Eine Studie konnten anhand eines Beispiels zeigen, dass viele der bisher verwendeten Indizes im Bereich Biodiversität in der Anwendung für die Priorisierung von Landnutzung zu fundamental unterschiedlichen Ergebnissen führen (Crawford et al., 2021).

Dennoch gibt es methodische Ansätze, um die vielfältigen Ziele der Landnutzung für eine Landschaftsoptimierung einzubeziehen, was beispielsweise Kaim et al. (2021) für eine Region in Mitteleuropa zeigen konnten. Beyer et al. (2022) haben, wie oben bereits erwähnt, die Potentiale von globalen Landnutzungsverschiebungen für den Klimaschutz aufgezeigt. Dabei wurden nur sehr geringe Zielkonflikte zwischen Kohlenstoffspeicherung in natürlicher Vegetation und Förderung der Biodiversität festgestellt: die in der Studie identifizierte optimierte globale Ackerflächenverteilung bei gleichzeitiger Intensivierung, welche den CO₂-Fußabdruck um 71% senken würde, führt gleichzeitig zu einer Reduktion des Biodiversitäts-Fußabdrucks um 87%. Diese Ergebnisse legen nahe, dass eine Übertragbarkeit des Kohlenstoff-Opportunitätskosten-Ansatzes auf den Bereich Biodiversität grundsätzlich denkbar und umsetzbar wäre.

Klimaschutz ist nicht die einzige Herausforderung von Agrarsystemen und jede Diskussion über die Weiterentwicklung der Landwirtschaft muss alle wesentlichen Umweltwirkungen berücksichtigen. Der

grundsätzliche Gedanke, dass mit jeder Landnutzung Opportunitätskosten einhergehen, ist nicht nur für den Klimaschutz relevant, sondern für alle Fragen nachhaltiger Landnutzung. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf zur operationalen Messung und Aggregation der verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen.

7 Schlussfolgerung

Im Bereich Landwirtschaft und Ernährung gibt es aktuell grundlegende Diskurse darüber, wie die Klimawirkung zu bewerten ist und welche Maßnahmen verfolgt werden sollten, um den notwendigen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Die Neubewertung der biogenen Methanemissionen aus der Tierhaltung ist eine dieser Debatten, die beim genaueren Hinsehen die Bedeutung der Methanemissionen für Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft jedoch nicht relativiert – in einer kurzfristigen Perspektive sie jedoch sogar erhöht. Die in Einklang mit geltenden Bilanzierungsregeln stehende vereinfachende Betrachtung von Treibhausgasen als nationale externe Kosten ignoriert Leakage-Effekte. Die Berücksichtigung kurzfristiger CO₂-Bindung in Erntegütern ist nicht konsistent mit geltenden Bilanzierungssystemen in Einklang zu bringen. Diese Fehlkonzeptionen sind deshalb für die Klimaschutzdiskussion der Landwirtschaft kein Fortschritt.

Die Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten führt hingegen zu tiefgreifenden Veränderungen bezüglich der Bedeutung und Priorisierung von Klimaschutzmaßnahmen. Im Gegensatz zu allen anderen Sektoren gibt es in der Landwirtschaft die Besonderheit, dass bei Beendigung der Aktivität die Emissionen bzw. andere Umweltwirkungen nicht auf null zurückgehen. Die Besonderheit der Landwirtschaft besteht weitergehend darin, dass bei Beendigung der Bewirtschaftung durch die natürliche Vegetation ein Wert für Klima und Umwelt entsteht. Aufgrund dieser Tatsache führen viele bisher angewendete Methoden zur Bewertung der Klima- und Umweltwirkung von Agrar- und Ernährungssystemen zu einer aus Klima- und Umweltsicht ineffizienten Nutzung der knappen Fläche unserer Erde.

Daraus ergeben sich folgende Grundsätze, die in der Diskussion über die Klimawirkung der Landwirtschaft stärker Einzug halten sollten:

1. Einbeziehung von Opportunitätskosten: nur hierdurch kann eine aus Klimagesichtspunkten effiziente Nutzung der global knappen Fläche erreicht werden.
2. Getrennte Effizienzbetrachtung von Angebots- und Nachfrageseite zur Identifikation von optimierten Handlungsoptionen mit nachfolgender Marktmodellierung, um Marktreaktionen bezüglich Angebots- und Nachfrageseite zu berücksichtigen.
3. Fokus auf die Gesamtbetrachtung von Landschaften, um insbesondere die Herausforderung des Artensterbens umfassend einzubeziehen.

Folgende Handlungsempfehlungen können aus den oben dargestellten Diskursen abgeleitet werden (siehe auch Hanson und Ranganathan, 2022):

1. **Schützen**

Landnutzung ist eine der größten Ursachen für den Klimawandel, den globalen Verlust von Biodiversität und viele weitere Herausforderungen weltweit. Trotz der 2 Milliarden Menschen, die in den kommenden 30 Jahren unseren Planeten zusätzlich bewohnen werden, müssen wir Rahmenbedingungen schaffen, die die Umnutzung von natürlicher Vegetation in landwirtschaftlich genutzte Flächen so schnell wie möglich weltweit beenden.

2. **Reduzieren**

Auf der Angebotsseite müssen wir Produktionsemissionen pro Produkteinheit reduzieren, insbesondere Methan und Lachgas.

Auf der Nachfrageseite benötigen wir Rahmenbedingungen, die zu stärker pflanzenbasierten Ernährungsweisen führen, wodurch Produktionsemissionen und der Flächenbedarf gesenkt werden können. Sowohl auf der Angebots- als auch auf der Nachfrageseite müssen Verluste und Verschwendung reduziert werden. Bioenergie aus Anbaubiomasse sollte nur dort verwendet werden, wo Strom bzw. Energieträger auf Basis der deutlich flächeneffizienteren PV- und Windkraftanlagen nicht möglich sind.

3. **Renaturieren**

Flächen, die in natürlichem Zustand größere Klimavorteile liefern als bei landwirtschaftlicher Nutzung, müssen renaturiert werden. Hierzu zählen in Deutschland insbesondere landwirtschaftlich genutzte Moore. Um neben dem Klimawandel auch der Biodiversitätskrise entgegenzuwirken, müssen mehr (halb-) natürliche Habitate und insgesamt kleinere Strukturen und eine höhere Anbaudiversität in Agrarlandschaften geschaffen werden.

4. **Produzieren**

Mehr Lebensmittel auf der bestehenden Fläche zu erzeugen bietet Klimaschutzvorteile, die wir bewerten, einbeziehen und nutzen müssen. Werden Rahmenbedingungen geschaffen, die zu geringerer Erzeugung auf der Fläche führen, muss eine Abwägung zwischen den daraus entstehenden Nachteilen an anderer Stelle und den Vorteilen vor Ort in anderen Nachhaltigkeitsdimensionen stattfinden.

Zusammenfassung

Besonderheiten des Klimaschutzes im Agrar- und Ernährungssystem – was müssen wir neu denken?

Das globale Agrar- und Ernährungssystem ist weltweit für ein Drittel aller Treibhausgasemissionen verantwortlich und deutliche Klimaschutzmaßnahmen im Agrar- und Ernährungssektor sind essenziell, um die Klimaziele zu erreichen. Zu der Frage, wie verschiedene Klimawirkungen zu bewerten sind und welche Maßnahmen zum Klimaschutz verfolgt werden sollten, gibt umfangreiche Debatten, zu denen auch die Neubewertung von biogenen Methanemissionen aus der Tierhaltung (GWP*) zählt. Bei näherer Betrachtung wird jedoch deutlich, dass auch bei einer Betrachtung nach GWP* eine Reduktion von Methanemissionen ein notwendiger und insbesondere ein schnell wirksamer Beitrag zum Klimaschutz darstellt. Eine grundsätzliche Richtungsänderung der bisher vorgeschlagenen Maßnahmen zur Methanemissionsreduktion in der Landwirtschaft scheint daher nicht sinnvoll. Neben dieser Debatte wurden zwei Konzepte zur Bewertung der Klimawirkung des Agrar- und Ernährungssystems vorgeschlagen und diskutiert, die jedoch deutliche Einschränkungen aufweisen: zum einen die vereinfachende Betrachtung von Treibhausgasen als nationale externe Kosten, die Verlagerungseffekte ignoriert. Zum anderen die Berücksichtigung kurzfristiger CO₂-Bindung in Erntegütern, die nicht in Einklang mit geltenden Bilanzierungssystemen zu bringen ist. Im Gegensatz zu diesen Konzepten ist die Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten ein neuer Ansatz, der mehrfach in begutachteten Publikationen in unterschiedlichsten Fragestellungen angewendet wurde und zu dem bisher keine grundsätzlichen Einschränkungen identifiziert wurden. Diesem Ansatz liegt zugrunde, dass bei der Klimabewertung in der Landwirtschaft die Besonderheit vorliegt, dass bei Beendigung der Aktivität die Emissionen nicht nur auf null zurückgehen, sondern eine positive Klimawirkung durch die Kohlenstoff-Speicherleistung der natürlichen Vegetation entsteht. Die Kohlenstoff-Opportunitätskosten quantifizieren diese entgangene Kohlenstoff-Speicherleistung in Tonnen CO₂ pro Tonne Agrarprodukt. Daraus ergeben sich folgende Grundsätze, die in der Diskussion über die Klimawirkung der Landwirtschaft stärker Einzug halten sollten: (1) Einbeziehung von Kohlenstoff-Opportunitätskosten: nur hierdurch kann eine aus Klimagesichtspunkten effiziente Nutzung der global knappen Fläche erreicht werden. (2) Getrennte Effizienzbetrachtung von Angebots- und Nachfrageseite zur Identifikation von optimierten Handlungsoptionen mit nachfolgender Marktmodellierung, um Marktreaktionen bezüglich Angebots- und Nachfrageseite zu berücksichtigen. (3) Fokus auf die Gesamtbetrachtung von Landschaften, um komplexere Umweltwirkungen umfassend einzubeziehen, insbesondere die Herausforderung des Artensterbens. Folgende Handlungsempfehlungen können abgeleitet werden: (1) Die Umnutzung von natürlicher Vegetation in landwirtschaftlich genutzte Flächen sollte so schnell wie möglich weltweit beendet werden. (2) Auf der Angebotsseite sollten Produktionsemissionen pro Produkteinheit reduziert werden – in der

Landwirtschaft insbesondere Methan und Lachgas. Auf der Nachfrageseite ist eine stärker pflanzenbasierte Ernährungsweise notwendig, um ernährungsbezogene Produktionsemissionen und den Flächenbedarf zu senken. (3) Flächen, die in natürlichem Zustand größere Klimavorteile liefern als bei landwirtschaftlicher Nutzung, sollten renaturiert werden. (4) Mehr Lebensmittel auf der vorhandenen landwirtschaftlichen Nutzfläche zu erzeugen bietet Klimaschutzvorteile, die genutzt werden sollten.

Summary

Particularities of climate protection in the agri-food system – what do we need to rethink?

The global agri-food system is responsible for one third of all greenhouse gas emissions worldwide, and significant climate protection measures in the agri-food sector are essential to achieve our climate goals. On the question of how to assess different climate impacts and which climate mitigation measures should be pursued, there is currently extensive debate, including the reassessment of biogenic methane emissions from livestock (GWP*). On closer examination, however, it becomes clear that even when using GWP*, a reduction of methane emissions represents a necessary and rapidly effective contribution to climate protection. Therefore, a fundamental change in direction of the measures proposed so far for methane emission reduction in agriculture does not seem reasonable. In addition to this debate, two concepts for assessing the climate impact of the agri-food system have been proposed and discussed which have clear limitations: first, the simplistic view of greenhouse gases as national external costs, which ignores leakage effects. Second, the consideration of short-term CO₂ sequestration in harvested products, which cannot be reconciled with carbon accounting systems in use. In contrast to these concepts, the inclusion of carbon opportunity costs is a new approach that has been applied several times in peer-reviewed publications to a wide variety of issues and to which no fundamental limitations have been identified to date. Underlying this approach is the peculiarity in agriculture that when agricultural activities are ceased, emissions not only decline to zero, but a positive climate impact arises from the carbon sequestration capacity of natural vegetation. The carbon opportunity cost quantifies this foregone carbon sequestration capacity in tons of CO₂ per ton of agricultural product. This leads to the following principles, which should be more strongly integrated into the discussion on the climate impact of agriculture: (1) Inclusion of carbon opportunity costs: this is the only way to achieve an efficient use of globally scarce land from a climate perspective. (2) Separate efficiency analysis of supply and demand side to identify optimized options for action with subsequent market modeling to account for market responses with respect to supply and demand side. (3) Focus on the overall consideration of landscapes to comprehensively include more complex

environmental impacts, especially the challenge of biodiversity decline. The following recommendations for action can be derived: (1) The conversion of natural vegetation to agricultural land should be ended globally as soon as possible. (2) On the supply side, production emissions per unit of product should be reduced - in agriculture, especially methane and nitrous oxide. On the demand side, more plant-based diets are needed to reduce food-related production emissions and land requirements. (3) Land that provides greater climate benefits in its natural state than when used for agriculture should be restored. (4) Producing more food on existing agricultural land provides climate benefits that should be exploited.

Literatur

1. AHLGREN, S. und L. DI LUCIA, 2014. Indirect land use changes of biofuel production - a review of modelling efforts and policy developments in the European Union [online]. *Biotechnology for Biofuels*, **7**(1), 35. ISSN 1754-6834. Verfügbar unter: doi:10.1186/1754-6834-7-35
2. ALLEN, M.R., G.P. PETERS, K.P. SHINE, C. AZAR, P. BALCOMBE, O. BOUCHER, M. CAIN, P. CIAIS, W. COLLINS, P.M. FORSTER, D.J. FRAME, P. FRIEDLINGSTEIN, C. FYSON, T. GASSER, B. HARE, S. JENKINS, S.P. HAMBURG, D.J.A. JOHANSSON, J. LYNCH, A. MACEY, J. MORFELDT, A. NAUELS, I. OCKO, M. OPPENHEIMER, S.W. PACALA, R. PIERREHUMBERT, J. ROGELJ, M. SCHAEFFER, C.F. SCHLEUSSNER, D. SHINDELL, R.B. SKEIE, S.M. SMITH und K. TANAKA, 2022. Indicate separate contributions of long-lived and short-lived greenhouse gases in emission targets [online]. *npj Climate and Atmospheric Science*, **5**(1), 1-4. npj Climate and Atmospheric Science. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41612-021-00226-2
3. ALLEN, M.R., K.P. SHINE, J.S. FUGLESTVEDT, R.J. MILLAR, M. CAIN, D.J. FRAME und A.H. MACEY, 2018. A solution to the misrepresentations of CO₂-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation [online]. *npj Climate and Atmospheric Science*, **1**(1), 1-8. npj Climate and Atmospheric Science. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41612-018-0026-8
4. BALMFORD, A., 2021. Concentrating vs. spreading our footprint: how to meet humanity's needs at least cost to nature [online]. *Journal of Zoology*, **315**(2), 79-109. ISSN 1469-7998. Verfügbar unter: doi:10.1111/jzo.12920
5. BANDEL, T., B. KAYATZ, T. DOUCET und N. LEUTNER, 2020. *Der teure Preis des Billigfleischs. Wer Fleisch konsumiert, zahlt nur einen Bruchteil der wahren Kosten – zu Lasten von Umwelt und Klima* [online]. Soil & More Impacts GmbH. Verfügbar unter: <https://greenwire.greenpeace.de/group/themengruppe-nachhaltige-landwirtschaft/inhalt/studie-der-teure-preis-des-billigfleischs>
6. BATÁRY, P. und T. TSCHARNTKE, 2022. Scale-dependent effectiveness of on-field vs. off-field agri-environmental measures for wild bees. *Basic and Applied Ecology*, **62**, 55-60. ISSN 14391791. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.baae.2022.05.001
7. BCG, 2019. *Die Zukunft der deutschen Landwirtschaft sichern. Denkanstöße und Szenarien für ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit*.
8. BEYER, R.M., F. HUA, P.A. MARTIN, A. MANICA und T. RADEMACHER, 2022. Relocating croplands could drastically reduce the environmental impacts of global food production [online]. *Communications Earth & Environment*, **3**(1). Communications Earth & Environment. Verfügbar unter: doi:10.1038/s43247-022-00360-6

9. BMEL, 2021. *Klimaschutzmaßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft* [online]. 26. März 2021 [Zugriff am: 4. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/klimaschutz/klimamassnahmen-klimaschutzprogramm2030.html>
10. BREITSCHUH, G. und T. BREITSCHUH, 2021. Der CO₂-Saldo ist entscheidend. *top agrar*, **2021**(9), 56-59.
11. CAIN, M., J. LYNCH, M.R. ALLEN, J.S. FUGLESTVEDT, D.J. FRAME und A.H. MACEY, 2019. Improved calculation of warming-equivalent emissions for short-lived climate pollutants [online]. *NPJ climate and atmospheric science*, **2**(1), 29. NPJ climate and atmospheric science. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41612-019-0086-4
12. CLARK, M.A., N.G.G. DOMINGO, K. COLGAN, S.K. THAKRAR, D. TILMAN, J. LYNCH, I.L. AZEVEDO und J.D. HILL, 2020. Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets [online]. *Science (New York, N.Y.)*, **370**(6517), 705-708. Science (New York, N.Y.). Verfügbar unter: doi:10.1126/science.aba7357
13. CLEAR CENTER, 2021. *The U.S. Beef And Dairy Sectors Can Be Climate Neutral by 2050 – But How?* [online]. 16. November 2021 [Zugriff am: 10. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://clear.ucdavis.edu/news/climate-neutrality>
14. CRAWFORD, C.L., L.D. ESTES, T. SEARCHINGER und D.S. WILCOVE, 2021. Consequences of underexplored variation in biodiversity indices used for land-use prioritization [online]. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, **31**(7), e02396. ISSN 1051-0761. Verfügbar unter: doi:10.1002/eap.2396
15. CRIPPA, M., E. SOLAZZO, D. GUIZZARDI, F. MONFORTI-FERRARIO, F.N. TUBIELLO und A. LEIP, 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions [online]. *Nature Food*, **2**(3), 198-209. Nature Food. Verfügbar unter: doi:10.1038/s43016-021-00225-9
16. DEBLITZ, C., J. EFKEN, M. BANSE, F. ISERMEYER, C. ROHLMANN, H. TERGAST, P. THOBE und M. VERHAAGH, 2021. *Politikfolgenabschätzung zu den Empfehlungen des Kompetenznetzwerks Nutztierhaltung* [online]. Thünen Working Paper 173. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn063574.pdf
17. DSM, 2022. *CanolaPRO® plant protein* [online]. 9. Februar 2022 [Zugriff am: 9. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://www.dsm.com/corporate/markets/food-beverage/canolapro-plant-protein.html>
18. EDWARDS-JONES, G., L. MILÀ I CANALS, N. HOUNSOME, M. TRUNINGER, G. KOERBER, B. HOUNSOME, P. CROSS, E.H. YORK, A. HOSPIDO, K. PLASSMANN, I.M. HARRIS, R.T. EDWARDS, G.A. DAY, A.D. TOMOS, S.J. COWELL und D.L. JONES, 2008. Testing the assertion that 'local food is best': the challenges of an evidence-based approach [online]. *Trends in Food Science & Technology*, **19**(5), 265-274. ISSN 09242244. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.tifs.2008.01.008
19. ERB, K.-H., T. KASTNER, C. PLUTZAR, A.L.S. BAIS, N. CARVALHAIS, T. FETZEL, S. GINGRICH, H. HABERL, C. LAUK, M. NIEDERTSCHEIDER, J. PONGRATZ, M. THURNER und S. LUYSSAERT, 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass [online]. *Nature*, **553**(7686), 73-76. Nature. Verfügbar unter: doi:10.1038/nature25138
20. EU KOMMISSION, 2022. *Farm to Fork Strategy* [online]. 4. Mai 2022 [Zugriff am: 4. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://ec.europa.eu/food/horizontal-topics/farm-fork-strategy_en
21. FEHRENBACH, H. und S. BÜRCK, 2022. CO₂-Opportunitätskosten von Biokraftstoffen in Deutschland.
22. FLESSA, H., A. DON, A. JACOBS, R. DECHOW, B. TIEMEYER und C. POEPLAU, 2018. *Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung* [online]. Thünen-Institut für Agrarklimaschutz. Verfügbar unter: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Bodenzustandserhebung.pdf>

23. FOKUS FLEISCH, 2021. *Methan-Mythos: Warum Rinder keine Klimakiller sind* [online]. 3. Oktober 2021 [Zugriff am: 3. Oktober 2021]. Verfügbar unter: <https://www.fokus-fleisch.de/methan-mythos-warum-rinder-keine-klimakiller-sind>
24. FRIEDLINGSTEIN, P., M. O'SULLIVAN, M.W. JONES, R.M. ANDREW, J. HAUCK, A. OLSEN, G.P. PETERS, W. PETERS, J. PONGRATZ, S. SITCH, C. LE QUÉRÉ, J.G. CANADELL, P. CIAIS, R.B. JACKSON, S. ALIN, L.E.O.C. ARAGÃO, A. ARNETH, V. ARORA, N.R. BATES, M. BECKER, A. BENOIT-CATTIN, H.C. BITTIG, L. BOPP, S. BULTAN, N. CHANDRA, F. CHEVALLIER, L.P. CHINI, W. EVANS, L. FLORENTIE, P.M. FORSTER, T. GASSER, M. GEHLEN, D. GILFILLAN, T. GKRTZALIS, L. GREGOR, N. GRUBER, I. HARRIS, K. HARTUNG, V. HAVERD, R.A. HOUGHTON, T. ILYINA, A.K. JAIN, E. JOETZJER, K. KADONO, E. KATO, V. KITIDIS, J.I. KORBAKKEN, P. LANDSCHÜTZER, N. LEFÈVRE, A. LENTON, S. LIENERT, Z. LIU, D. LOMBARDOZZI, G. MARLAND, N. METZL, D.R. MUNRO, J.E.M.S. NABEL, S.-I. NAKAOKA, Y. NIWA, K. O'BRIEN, T. ONO, P.I. PALMER, D. PIERROT, B. POULTER, L. RESPLANDY, E. ROBERTSON, C. RÖDENBECK, J. SCHWINGER, R. SÉFÉRIAN, I. SKJELVAN, A.J.P. SMITH, A.J. SUTTON, T. TANHUA, P.P. TANS, H. TIAN, B. TILBROOK, G. VAN DER WERF, N. VUICHARD, A.P. WALKER, R. WANNINKHOF, A.J. WATSON, D. WILLIS, A.J. WILTSHIRE, W. YUAN, X. YUE und S. ZAEHLE, 2020. Global Carbon Budget 2020 [online]. *Earth System Science Data*, **12**(4), 3269-3340. Earth System Science Data. Verfügbar unter: doi:10.5194/essd-12-3269-2020
25. GARCÍA, V.R., F. GASPART, T. KASTNER und P. MEYFROIDT, 2020. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect [online]. *Environmental Research Letters*, **15**(8), 85007. Environmental Research Letters. Verfügbar unter: doi:10.1088/1748-9326/ab8b14
26. GONG, S., J.A. HODGSON, T. TSCHARNTKE, Y. LIU, W. VAN DER WERF, P. BATÁRY, J.M.H. KNOPS und Y. ZOU, 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming [online]. *Ecology letters*, (00), 1-12. Ecology letters. Verfügbar unter: doi:10.1111/ele.14017
27. GOTTWALD, F.-T., J. PLAGGE und F.J. RADERMACHER, Hg., 2021. *Klimapositive Landwirtschaft. Mehr Wohlstand durch naturbasierte Lösungen* [online]. Baden-Baden: Tectum – ein Verlag in der Nomos Verlagsgesellschaft. ISBN 9783828877603. Verfügbar unter: <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:31-epflicht-1952872>
28. GRASS, I., P. BATÁRY und T. TSCHARNTKE, 2021. Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes [online]. In: D.A. BOHAN und A.J. VANBERGEN, Hg. *Advances in Ecological Research : The Future of Agricultural Landscapes, Part II*: Academic Press, S. 251-303. ISBN 0065-2504. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065250420300301>
29. GRETHE, MARTINEZ, OSTERBURG, TAUBE und THOM, 2021. *Klimaschutz im Agrar- und Ernährungssystem Deutschlands: Die drei zentralen Handlungsfelder auf dem Weg zur Klimaneutralität* [online]. Verfügbar unter: <https://www.stiftung-klima.de/de/themen/landwirtschaft/landwirtschaft-klimawende/>
30. HANSON, C. und J. RANGANATHAN, 2022. *How to Manage the Global Land Squeeze? Produce, Protect, Reduce, Restore* [online]. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/insights/manage-global-land-squeeze-produce-protect-reduce-restore>
31. HAYEK, M.N., H. HARWATT, W.J. RIPPLE und N.D. MUELLER, 2021. The carbon opportunity cost of animal-sourced food production on land [online]. *Nature Sustainability*, **4**(1), 21-24. Nature Sustainability. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41893-020-00603-4
32. HOWGOOD, 2020. *Carbon Opportunity Cost - HowGood* [online]. 13. Januar 2022 [Zugriff am: 10. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://howgood.com/carbon-opportunity-cost/>
33. IPCC, 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [online]. Verfügbar unter: <https://philpapers.org/rec/shucca-2>
34. IPCC, 2022. *Glossary — Global Warming of 1.5 °C* [online]. 9. Februar 2022 [Zugriff am: 9. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/glossary/>

35. IRWIN, S., 2017. The Value of Soybean Oil in the Soybean Crush: Further Evidence on the Impact of the U.S. Biodiesel Boom [online]. *farmdoc daily* [Zugriff am: 16. Januar 2022]. Verfügbar unter: <https://farmdocdaily.illinois.edu/2017/09/the-value-of-soybean-oil-in-the-soybean-crush.html>
36. JACQUET, F., M.-H. JEUFFROY, J. JOUAN, E. LE CADRE, I. LITRICO, T. MALAUSA, X. REBOUD und C. HUYGHE, 2022. Pesticide-free agriculture as a new paradigm for research [online]. *Agronomy for Sustainable Development*, **42**(1), 1-24. ISSN 1774-0746. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13593-021-00742-8
37. JOINT RESEARCH CENTRE, 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*: Publications Office.
38. KAIM, A., B. BARTKOWSKI, N. LIENHOOP, C. SCHRÖTER-SCHLAACK, M. VOLK und M. STRAUCH, 2021. Combining biophysical optimization with economic preference analysis for agricultural land-use allocation [online]. *Ecology and Society*, **26**(1). ISSN 1708-3087. Verfügbar unter: doi:10.5751/ES-12116-260109
39. KASTNER, T., A. CHAUDHARY, S. GINGRICH, A. MARQUES, U.M. PERSSON, G. BIDOGLIO, G. LE PROVOST und F. SCHWARZMÜLLER, 2021. Global agricultural trade and land system sustainability: Implications for ecosystem carbon storage, biodiversity, and human nutrition [online]. *One Earth*, **4**(10), 1425-1443. ISSN 25903322. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.oneear.2021.09.006
40. KOVAK, E., D. BLAUSTEIN-REJTO und M. QAIM, 2022. Genetically modified crops support climate change mitigation [online]. *Trends in Plant Science*, **0**(0). ISSN 13601385. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.tplants.2022.01.004
41. KUHLMANN, F., 2021. Landwirtschaft und Klimawandel: Stimmt die Rechnung [online]. Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*. ISSN 2196-5099. Verfügbar unter: doi:10.12767/buel.v99i2.354
42. LARK, T.J., N.P. HENDRICKS, A. SMITH, N. PATES, S.A. SPAWN-LEE, M. BOUGIE, E.G. BOOTH, C.J. KUCHARIK und H.K. GIBBS, 2022. Environmental outcomes of the US Renewable Fuel Standard [online]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **119**(9). Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. Verfügbar unter: doi:10.1073/pnas.2101084119
43. LI, D., S. NIU und Y. LUO, 2012. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis [online]. *The New phytologist*, **195**(1), 172-181. The New phytologist. Verfügbar unter: doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x
44. LIU, S., J. PROUDMAN und F.M. MITLOEHNER, 2021. Rethinking methane from animal agriculture [online]. *CABI Agriculture and Bioscience*, **2**(1), 1-13. ISSN 2662-4044. Verfügbar unter: doi:10.1186/s43170-021-00041-y
45. MULLER, A., C. SCHADER, N. EL-HAGE SCIALABBA, J. BRÜGGEMANN, A. ISENSEE, K.-H. ERB, P. SMITH, P. KLOCKE, F. LEIBER, M. STOLZE und U. NIGGLI, 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture [online]. *Nature communications*, **8**(1), 1290. Nature communications. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-017-01410-w
46. NOACK, F., A. LARSEN, J. KAMP und C. LEVERS, 2021. A bird's eye view of farm size and biodiversity: The ecological legacy of the iron curtain [online]. *American Journal of Agricultural Economics*. ISSN 0002-9092. Verfügbar unter: doi:10.1111/ajae.12274
47. ÖKO-INSTITUT, 2021. *Bedeutung der Zielsetzung Klimaneutralität 2045 für den Landwirtschaftssektor* [online]. Verfügbar unter: https://greenwire.greenpeace.de/system/files/2021-10/studie_klimaneutralitaet_2045_landwirtschaft_30_10_2021.pdf

48. PARLASCA, M.C. und M. QAIM, 2022. Meat Consumption and Sustainability [online]. *Annual Review of Resource Economics*, **14**(1). ISSN 1941-1340. Verfügbar unter: doi:10.1146/annurev-resource-111820-032340
49. PILOTBETRIEBE, 2022. *Klimawirkung und Nachhaltigkeit von Landbausystemen* [online]. *Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. 10. Februar 2022 [Zugriff am: 10. Februar 2022]. Verfügbar unter: <http://pilotbetriebe.de/>
50. POORE, J. und T. NEMECEK, 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers [online]. *Science (New York, N.Y.)*, **360**(6392), 987-992. Science (New York, N.Y.). Verfügbar unter: doi:10.1126/science.aag0216
51. POORTER, L., D. CRAVEN, C.C. JAKOVAC, M.T. VAN DER SANDE, L. AMISSAH, F. BONGERS, R.L. CHAZDON, C.E. FARRIOR, S. KAMBACH, J.A. MEAVE, R. MUÑOZ, N. NORDEN, N. RÜGER, M. VAN BREUGEL, A.M. ALMEYDA ZAMBRANO, B. AMANI, J.L. ANDRADE, P.H.S. BRANCALION, E.N. BROADBENT, H. de FORESTA, D.H. DENT, G. DERROIRE, S.J. DEWALT, J.M. DUPUY, S.M. DURÁN, A.C. FANTINI, B. FINEGAN, A. HERNÁNDEZ-JARAMILLO, J.L. HERNÁNDEZ-STEFANONI, P. HIETZ, A.B. JUNQUEIRA, J.K. N'DJA, S.G. LETCHER, M. LOHBECK, R. LÓPEZ-CAMACHO, M. MARTÍNEZ-RAMOS, F.P.L. MELO, F. MORA, S.C. MÜLLER, A.E. N'GUESSAN, F. OBERLEITNER, E. ORTIZ-MALAVASSI, E.A. PÉREZ-GARCÍA, B.X. PINHO, D. PIOTTO, J.S. POWERS, S. RODRÍGUEZ-BURITICÁ, D.M.A. ROZENDAAL, J. RUÍZ, M. TABARELLI, H.M. TEIXEIRA, E. VALADARES DE SÁ BARRETTO SAMPAIO, H. VAN DER WAL, P.M. VILLA, G.W. FERNANDES, B.A. SANTOS, J. AGUILAR-CANO, J.S. de ALMEIDA-CORTEZ, E. ALVAREZ-DAVILA, F. ARREOLA-VILLA, P. BALVANERA, J.M. BECKNELL, G.A.L. CABRAL, C. CASTELLANOS-CASTRO, B.H.J. de JONG, J.E. NIETO, M.M. ESPÍRITO-SANTO, M.C. FANDINO, H. GARCÍA, D. GARCÍA-VILLALOBOS, J.S. HALL, A. IDÁRRAGA, J. JIMÉNEZ-MONTOYA, D. KENNARD, E. MARÍN-SPIOTTA, R. MESQUITA, Y.R.F. NUNES, S. OCHOA-GAONA, M. PEÑA-CLAROS, N. PÉREZ-CÁRDENAS, J. RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, L.S. VILLANUEVA, N.B. SCHWARTZ, M.K. STEININGER, M.D.M. VELOSO, H.F.M. VESTER, I.C.G. VIEIRA, G.B. WILLIAMSON, K. ZANINI und B. HÉRAULT, 2021. Multidimensional tropical forest recovery [online]. *Science (New York, N.Y.)*, **374**(6573), 1370-1376. Science (New York, N.Y.). Verfügbar unter: doi:10.1126/science.abh3629
52. POTAPOV, P., S. TURUBANOVA, M.C. HANSEN, A. TYUKAVINA, V. ZALLES, A. KHAN, X.-P. SONG, A. PICKENS, Q. SHEN und J. CORTEZ, 2022. Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century [online]. *Nature Food*, **3**(1), 19-28. Nature Food. Verfügbar unter: doi:10.1038/s43016-021-00429-z
53. RAT DER EU, 2022. *Fit for 55* [online]. 10. Februar 2022 [Zugriff am: 10. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://www.consilium.europa.eu/en/policies/green-deal/eu-plan-for-a-green-transition/>
54. RICHARDSON, R., 2021. We know how to act [online]. *Nature Food*, **2**(9), 635-636. Nature Food. Verfügbar unter: doi:10.1038/s43016-021-00367-w
55. ROGELJ, J. und C.-F. SCHLEUSSNER, 2019. Unintentional unfairness when applying new greenhouse gas emissions metrics at country level [online]. *Environmental Research Letters*, **14**(11), 114039. Environmental Research Letters. Verfügbar unter: doi:10.1088/1748-9326/ab4928
56. SAGET, S., M. COSTA, C.S. SANTOS, M.W. VASCONCELOS, J. GIBBONS, D. STYLES und M. WILLIAMS, 2021. Substitution of beef with pea protein reduces the environmental footprint of meat balls whilst supporting health and climate stabilisation goals [online]. *Journal of Cleaner Production*, **297**, 126447. ISSN 09596526. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jclepro.2021.126447
57. SAKARIKA, M., B. DELMOITIÉ, E. NTAGIA, I. CHATZIGIANNIDOU, X. GABET, R. GANIGUÉ und K. RABAEY, 2022. Production of microbial protein from fermented grass [online]. *Chemical Engineering Journal*, **433**, 133631. ISSN 13858947. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.cej.2021.133631
58. SANDERS, J. und J. HEß, 2019. *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage* [online]. 1421-2019-5136. Verfügbar unter: <https://ageconsearch.umn.edu/record/298449/>

59. SCHMID, H., H. FRANK, L. CHMELÍKOVÁ, S. ANKE und K.-J. HÜLSBERGEN, 2019. *THG-Bilanzierung im Pflanzenbau. Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe* [online]. TUM. Verfügbar unter: http://www.pilotbetriebe.de/download/Tagung_2019/Schmid_THG_Pflanzenbau_BS_2019.pdf
60. SCHÖNBERGER, H., P. PFEFFER, C. SEYFERT und A. INZENHOFER, 2020. Landwirtschaft: CO₂-Sünder oder Retter? *top agrar*, **2020**(6), 64-66.
61. SEARCHINGER, T. und J. RANGANATHAN, 2020. *INSIDER: Further Explanation on the Potential Contribution of Soil Carbon Sequestration on Working Agricultural Lands to Climate Change Mitigation* [online] [Zugriff am: 7. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/insights/insider-further-explanation-potential-contribution-soil-carbon-sequestration-working>
62. SEARCHINGER, T., J. ZIONTS, S. WIRSENIUS, L. PENG, T. BERINGER und P. DUMAS, 2021. A Pathway to Carbon Neutral Agriculture in Denmark [online]. *World Resources Institute*. World Resources Institute. Verfügbar unter: doi:10.46830/wrirpt.20.00006
63. SEARCHINGER, T., R. WAITE, C. HANSON, J. RANGANATHAN und E. MATTHEWS, 2019. *Creating a Sustainable Food Future* [online]. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/research/creating-sustainable-food-future>
64. SEARCHINGER, T., S. WIRSENIUS, T. BERINGER und P. DUMAS, 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change [online]. *Nature*, **564**(7735), 249-253. *Nature*. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41586-018-0757-z
65. SEUFERT, V. und N. RAMANKUTTY, 2017. Many shades of gray-The context-dependent performance of organic agriculture [online]. *Science advances*, **3**(3), e1602638. *Science advances*. Verfügbar unter: doi:10.1126/sciadv.1602638
66. SMITH, L.G., G.J.D. KIRK und P.J. JONES, 2019. The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods [online]. *Nature Communications*, **10**(1), 1-10. ISSN 2041-1723. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-019-12622-7
67. SORG, D., A. KLATT, N.O. PLAMBECK und L. KÖDER, 2021. *Perspektiven für eine umweltverträgliche Nutztierhaltung in Deutschland* [online] [Zugriff am: 3. Oktober 2021]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/perspektiven-fuer-eine-umweltvertraegliche>
68. SUN, Z., L. SCHERER, A. TUKKER, S.A. SPAWN-LEE, M. BRUCKNER, H.K. GIBBS und P. BEHRENS, 2022. Dietary change in high-income nations alone can lead to substantial double climate dividend [online]. *Nature Food*, 1-9. *Nature Food*. Verfügbar unter: doi:10.1038/s43016-021-00431-5
69. TREU, H., M. NORDBORG, C. CEDERBERG, T. HEUER, E. CLAUPEIN, H. HOFFMANN und G. BERNDDES, 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany [online]. *Journal of Cleaner Production*, **161**, 127-142. ISSN 09596526. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jclepro.2017.05.041
70. TSCHARNTKE, T., I. GRASS, T.C. WANGER, C. WESTPHAL und P. BATÁRY, 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes [online]. *Trends in ecology & evolution*, **36**(10), 919-930. *Trends in ecology & evolution*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.tree.2021.06.010
71. VAN ZANTEN, H.H.E., M. HERRERO, O. VAN HAL, E. RÖÖS, A. MULLER, T. GARNETT, P.J. GERBER, C. SCHADER und I.J.M. de BOER, 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption [online]. *Global change biology*, **24**(9), 4185-4194. *Global change biology*. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.14321
72. VILLORIA, N., R. GARRETT, F. GOLLNOW und K. CARLSON, 2022. *Demand-Driven Efforts to Stop Deforestation in Brazil's Soy Sector are Unlikely to be Offset by Cross-Border Leakage*.
73. WBAE, 2020. *Politik für eine nachhaltigere Ernährung: Eine integrierte Ernährungspolitik entwickeln und faire Ernährungsumgebungen gestalten - WBAE-Gutachten* [online]. 21. August 2020 [Zugriff am: 4. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/wbae-gutachten-nachhaltige-ernaehrung.html

74. WINDISCH, W., 2021. Can we do without livestock? [online]. *Journal of Consumer Protection and Food Safety*, **16**(3), 193-194. ISSN 1661-5751. Verfügbar unter: doi:10.1007/s00003-021-01338-w
75. WIRSENIUS, S., T. SEARCHINGER, J. ZIONTS, L. PENG, T. BERINGER und P. DUMAS, 2020. *Comparing the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Dairy and Pork Systems Across Countries Using Land-Use Carbon Opportunity Costs* [online]. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/research/comparing-life-cycle-greenhouse-gas-emissions-dairy-and-pork-systems-across-countries>
76. WIRTH, H., 2022. *Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland* [online]. Fraunhofer ISE. Verfügbar unter: <https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/aktuelle-fakten-zur-photovoltaik-in-deutschland.html>
77. ZKL, 2021. *Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft* [online]. Verfügbar unter: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/abschlussbericht-zukunftskommission-landwirtschaft.html>

Anschrift der Autoren

Prof. Dr. Peter Breunig
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf,
Fakultät Landwirtschaft, Lebensmittel und Ernährung,
Markgrafenstr. 16,
91746 Weidenbach

peter.breunig@hswt.de

Prof. Dr. Marcus Mergenthaler
Fachhochschule Südwestfalen,
Fachbereich Agrarwirtschaft,
Lübecker Ring 2,
59494 Soest

mergenthaler.marcus@fh-swf.de

Danksagung

Herzlichen Dank an Prof. Dr. Katharina Eckartz und Viola Schier für das Korrekturlesen und die vielen konstruktiven Anregungen. Außerdem möchten wir Prof. Dr. Alfons Balmann, Dr. Bartosz Bartkowski, Dr. Jonas Kathage, Dr. Wilhelm Klümper, Dr. Natalie Laibach, Prof. Dr. Sebastian Lakner, Stephan Piskol, Dr. Martin Reich und vielen anderen auf Twitter für den spannenden Austausch und die vielen neue Perspektiven danken.