

 Bundesanstalt
für Agrarwirtschaft
und Bergbauernfragen



umweltbundesamt^U

WIFO 

WIFO 

ÖSTERREICHISCHES INSTITUT FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG
AUSTRIAN INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH

Im Auftrag von:

 **Bundesministerium**
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

Mathias Kirchner (BOKU)
Werner Pölz (Umweltbundesamt)
Hans Mayrhofer, Michaela Hickersberger (ÖSF)
Franz Sinabell (WIFO)

RESILIENZ

Corona-Krise und land- und
forstwirtschaftliche Wertschöpfungsketten
Lessons Learnt

Teilprojekt:
Regionale versus internationale Bereitstellung von Agrargütern:
eine Fallstudie zur Klimabilanz

Endbericht

Wien, August 2021

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen

1030 Wien, Dietrichgasse 27

E-Mail: office@bab.gv.at

Web: www.bab.gv.at

Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung

1030 Wien, Arsenal, Objekt 20

Web: www.wifo.ac.at

AutorInnen:

KIRCHNER, Mathias, mathias.kirchner@boku.ac.at

PÖLZ, Werner, werner.poelz@umweltbundesamt.at

MAYRHOFER, Hans, mayrhofer@oekosozial.at

HICKERSBERGER, Michaela, hickersberger@oekosozial.at

SINABELL, Franz, franz.sinabell@wifo.ac.at

Projektleitung: KIRCHNER, Mathias

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojekts „COVID Lessons learnt (BMLRT-Resilienz)“ befasst sich das vorliegende Teilprojekt mit den Klimaauswirkungen in der Rindfleischproduktion und möglichen Klimaschutzmaßnahmen. Es wird unter dem Gesichtspunkt der globalen Klimaproblematik ein Vergleich zwischen intensiven und extensiven Produktionssystemen in Österreich und Südamerika sowie weiteren Ländern gezogen. Für diese Untersuchung wird eine Lebenszyklusanalyse (LZA) angewandt, die den Treibhausgas-Fußabdruck (CFP – Carbon Footprint) für Rindfleisch berechnen kann. Mit dieser Methode versucht man alle Treibhausgasemissionen (THGE), die bei der Herstellung von Rindfleisch anfallen, zu berücksichtigen, wie z. B. Energieinputs, Futter, Transport etc. Für die LZA wurden Daten der renommierten GEMIS-Datenbank herangezogen und durch Inputs von ExpertInnen in einem ersten Stakeholderworkshop für österreichische und südamerikanische Produktionssysteme ergänzt. Zusätzlich wird auch ein Überblick über schon bestehende CFP-Studien gegeben, die sich sowohl mit CFP in der Rinderhaltung als auch mit der Identifizierung von möglichen Klimaschutzmaßnahmen beschäftigen. Hier wird versucht, die CFP-Berechnungen in einen größeren Kontext zu stellen und mögliche Empfehlungen zu Klimaschutzmaßnahmen unter Berücksichtigung anderer gesellschaftlicher und ökologischer Zielsetzungen wie resiliente Lebensmittelversorgung und Erhalt ökologisch wertvoller Flächen zu setzen.

Die eigenen CFP-Berechnungen zeigen einen Vorteil der heimischen Rindfleischproduktion gegenüber südamerikanischen Produktionssystemen, besonders wenn Transportemissionen berücksichtigt werden, d. h. pro kg Schlachtgewicht oder Rind ist der THG-Gehalt von Rindfleisch in Österreich signifikant niedriger als in Südamerika. Der Literaturvergleich verdeutlicht dabei, dass Österreich nicht nur gegenüber südamerikanischen Ländern wie Brasilien, sondern auch im Vergleich mit europäischen Ländern und im globalen Durchschnitt einen sehr niedrigen CFP für Rindfleisch aufweist. Dieses Ergebnis scheint auch unter Berücksichtigung von vielen, jedoch nicht allen, Unsicherheiten zu bestehen. Da Österreich Netto-exporteur von Rindfleisch ist, wirkt sich dies – im Vergleich zu einem hypothetischen Szenario ohne Handel – daher positiv auf die globalen THGE aus. Würde Österreich kein Rindfleisch exportieren und würden diese Exporte durch einheimische Produktion in den Importländern substituiert, wären die globalen Rindfleisch-THGE um 93 bis 1.197 kt CO₂e höher, je nach Annahmen zu den länder-spezifischen CFP und ob Landnutzung und Landnutzungsänderungen (LULUC) berücksichtigt werden oder nicht. Würde man die Kosten der THGE global oder in der EU in der Rindfleischproduktion berücksichtigen, so hätte die österreichische Landwirtschaft damit einen Wettbewerbsvorteil.

Für das Klimaziel, und um diese Vorreiterrolle nicht zu verlieren, sollten zudem Anstrengungen gesetzt werden, die THGE in der Rindfleischproduktion weiter zu reduzieren. Auf Basis vorhandener Forschungsarbeiten und der Einschätzung von ExpertInnen in einem zweiten Stakeholder-Workshop bieten sich dafür besonders folgende Maßnahmen an: (1) vertikale Kooperation, d. h. kurze Wege und Ersatz von Kraftfutterimporten (besonders von Sojaschrot aus Brasilien) durch regionale Eiweißversorgung; (2) Verbesserung des Wirtschaftsdüngermanagements (z. B. bodennahe Gülleausbringung, Abdeckung Güllegruben, Beimischung Stroh, Erhöhung Weideanteil), (3) Züchtungsprogramme und (4) Biogasproduktion (anaerobe Vergärung von Wirtschaftsdünger). Gegenüber den Klimaschutzmaßnahmen (a) Verbesserung Futterqualität und (b) Futtermittelzusatzstoffe wurde von einigen Experten Skepsis eingebracht. Die Futterqualität ist schon sehr hoch und ohne Trade-Offs zu anderen Nachhaltigkeitsaspekten (z. B. Biodiversität) kaum erreichbar. Futtermittelzusatzstoffe sind noch experimentell und bewirken bis jetzt nur auf synthetischer, aber nicht auf pflanzlicher Basis langfristige substantielle Wirkung.

Um das Pariser Klimaziel zu erreichen, wird es eine substantielle Reduktion des globalen Rindfleischkonsums benötigen. Diese Studie legt jedoch nahe, dass die österreichische Landwirtschaft für die verbleibende Nachfrage auf Grund ihrer derzeitigen Klimateffizienz einen wichtigen Beitrag leisten könnte, der

noch weiter verbessert werden kann, sollten die oben genannten Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt werden. Im Sinne der Resilienz und Nachhaltigkeit ist das System Rindfleisch aber umfassend zu betrachten. Eine solch umfassende Beurteilung konnte in diesem Projekt leider nicht gemacht werden. Eine endgültige Entscheidung bzgl. Klimaschutzmaßnahmen für die Rindfleischproduktion sollte trotzdem unbedingt unter Berücksichtigung anderer Nachhaltigkeitsaspekte wie Biodiversität, Ernährungssicherheit, Tierwohl und regionaler Wohlfahrt getroffen werden.

Executive Summary

As part of the research project "COVID lessons learned (BMLRT resilience)", the present sub-project deals with the climate impacts in beef production and possible climate protection measures. A comparison is made between intensive and extensive production systems in Austria and South America, as well as other countries, from the perspective of global climate change. For this investigation, a life cycle analysis (LCA) is used, which can calculate the carbon footprint (CFP) for beef. With this method one tries to take into account all greenhouse gas emissions (GHGE) that arise from the production of beef, such as energy inputs, feed, transport, etc. For the LCA, data from the renowned GEMIS database was used and supplemented by inputs from experts in a first stakeholder workshop for Austrian and South American production systems. In addition, an overview is given of existing CFP studies that deal with CFP in beef production as well as of studies that identify possible climate protection measures in beef production. Here the attempt is made to put the CFP calculations into a larger context and to make possible recommendations for climate protection measures taking into account other social and ecological objectives such as resilient food supply and the preservation of ecologically valuable areas.

Our own calculations show that domestic beef production has an advantage over South American production systems, especially when transport emissions are taken into account, i.e. per kg carcass weight or animal, the GHG content of beef in Austria is significantly lower than in South America. The literature comparison shows that Austria has a very low CFP not only compared to South American countries like Brazil, but also compared to European countries and on a global average. This finding seems to persist even after considering many, but not all, uncertainties. Since Austria is a net exporter of beef, this has a positive effect on the global GHGE - in comparison to a hypothetical scenario without trade. If Austria did not export any beef, and if these exports were substituted by domestic production in the importing countries, the global GHGE of beef production would rise by 93 to 1,197 kt CO₂e, depending on the assumptions made about country-specific CFP and whether land use and land use changes (LULUC) is taken into account. If the costs of GHGE were to be considered in beef production globally or in the EU, Austrian agriculture would see a competitive advantage.

For the climate goal, and in order not to lose this leading role, efforts should also be made to further reduce GHG in beef production. Based on existing research and the assessment of experts in a second stakeholder workshop, the following measures are particularly suitable for this purpose: (1) vertical cooperation, i.e. short distances and replacement of concentrated feed imports (especially soybean meal from Brazil) by regional protein supply; (2) improvement of manure management (e.g. near-ground manure spreading, covering of manure pits, increase straw content, increase of pasture share), (3) breeding programs, and (4) biogas production (anaerobic digestion of manure). Some experts were skeptical about the climate protection measures (a) improving feed quality and (b) feed additives. Feed quality is already very high and hardly achievable without trade-offs to other sustainability aspects (e. g. biodiversity). Feed additives are still experimental and only have a substantial long-term effect on a synthetic, but not plant-based basis.

Achieving the Paris climate goal will ultimately require a substantial reduction in global beef consumption. However, this study suggests that Austrian agriculture could make an important contribution to the remaining demand based on its current climate efficiency, which can be further improved if the above-mentioned climate protection measures are implemented. However, in terms of resilience and sustainability, the beef system needs to be considered comprehensively. Unfortunately, such a comprehensive assessment could not be made in this project. A final decision regarding climate protection measures for beef production should nevertheless be taken in consideration of other sustainability aspects such as biodiversity, food security, animal welfare and regional welfare.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	2
Executive Summary	4
Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungen	8
1. Einleitung	9
2. Carbon Footprint (CFP)	11
2.1. Methodik	11
2.2. Carbon Footprint Rindfleisch	12
3. Erster ExpertInnen-Stakeholder-Workshop – Input für die CFP-Berechnungen	15
3.1. Ziele	15
3.2. Methode	15
3.3. Wichtigste Erkenntnisse	15
4. CFP-Berechnungen	17
4.1. Input-Parameter	17
4.2. CFP-Ergebnisse	20
5. Vergleich von CFP-Berechnungen für Rindfleisch aus anderen Studien	23
5.1. Österreich	24
5.2. Brasilien	26
5.3. Weitere Länder	29
5.4. Zusammenfassender Vergleich	33
6. Mögliche Maßnahmen für den Klimaschutz	35
6.1. Spezifische Substitutionsszenarien	35
6.2. Spezifische technische Klimaschutzmaßnahmen	37
7. Zweiter ExpertInnen-Stakeholder-Workshops – Evaluierung und Klimaschutzmaßnahmen	39
7.1. Ziele	39
7.2. Methode	39
7.3. Wichtigste Erkenntnisse	39
8. Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen	46
9. Literaturverzeichnis	47
10. Appendix	51

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchte LZA-Parameter in dieser Studie.....	12
Abbildung 2: Exemplarische Hot-Spots in der Treibhausgasbilanz von Rindfleisch in Österreich.....	13
Abbildung 3 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen in kg je Verursacher	20
Abbildung 4: Futtermittel & Transport-THG-Emissionen von vier Rinderhaltungssystemen.....	21
Abbildung 5: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Österreich.....	25
Abbildung 6: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Österreich	26
Abbildung 7: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Brasilien	28
Abbildung 8: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Brasilien	28
Abbildung 9: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus europäischen Ländern	31
Abbildung 10: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Europa	32
Abbildung 11: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Weltregionen	32
Abbildung 12: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Weltregionen.....	33
Abbildung 13: Ländervergleich von Rindfleisch-CFP (ohne LULUC) mit Unsicherheitsbandbreite	34
Abbildung 14 Stakeholder-Umfrage zu Klimaschutzmaßnahmen	40
Abbildung 15: Ländervergleich von Rindfleisch-CFP (mit LULUC) mit Unsicherheitsbandbreite.....	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Ausgewählte CO ₂ -Äquivalent-Emissionen in kg/kg Produkt.....	14
Tabelle 2: 4-Fragen-Raster zu Chancen und Risiken für regionale Wertschöpfungsketten und die alpine Landwirtschaft sowie Empfehlungen für die Agrarpolitik	15
Tabelle 3 Inputparameter CFP-Berechnungen	18
Tabelle 4 Transportdistanzen für die CFP-Berechnungen	18
Tabelle 5 THG-Emissionen aus der Haltung und Güllemanagement [OLI, 2012].....	19
Tabelle 6 THG-Emissionen für den Transport und Futtermittel (GEMIS 4.9, 2021)	19
Tabelle 7 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen pro Rind in kg	20
Tabelle 8 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen in % je Verursacher	21
Tabelle 9 CFP-Berechnungen für Rindfleisch – Österreich	24
Tabelle 10 CFP Berechnungen für Rindfleisch – Brasilien	27
Tabelle 11: CFP-Berechnungen für Rindfleisch – Europa und global.....	30
Tabelle 12: Substitutionsszenarien – THG-Effekt durch Handel in kt CO ₂ e – ohne nachgelagerte THGE..	36
Tabelle 13: CFP Berechnungen für Rindfleisch – Österreich – Werte für aktuelle GWP (Myhre et al., 2014)	51

Abkürzungen

Abkürzung	Beschreibung
CFP	Carbon Footprint / THGE-Fußabdruck
CO ₂ e	Kohlendioxid-Äquivalent
FAO	Food and Agriculture Organization / Welternährungsorganisation
GWP	Global Warming Potential / Erwärmungspotential
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LU	Land Use / Landnutzung
LUC	Land Use Change / Landnutzungsänderung
LULUC	Land Use and Land Use Change / Landnutzung und Landnutzungsänderung
LZA	Lebenszyklusanalysen
Ö	Österreich
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
SA	Südamerika
SG	Schlachtgewicht
THG	Treibhausgase
THGE	Treibhausgas-Emissionen
tkm	Tonnen-Kilometer
TM	Trockenmasse

1. Einleitung

Die Landwirtschaft liegt an der Schnittstelle vieler Spannungsfelder: Sie kann einen wichtigen Beitrag für die Erhaltung ökologisch wertvoller Gebiete (Alig et al., 2012; Leip et al., 2010; Umweltbundesamt, 2019) und zur regionalen Entwicklung leisten (Sinabell et al., 2019). Sie ist zugleich Treiber (Bradshaw et al., 2021; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2018, 2015; Tilman et al., 2017) und Betroffene (IPCC, 2019; Kirchner et al., 2015; Mitter and Schmid, 2019) vieler schädlicher Umweltauswirkungen, wie Treibhausgasemissionen (THGE), Biodiversitätsverlust oder Wasserverschmutzung. Und sie ist Teil einer global vernetzten Wirtschaft (Hagedorn, 2011), die es erschwert, klare Grenzen zu Auswirkungen zu ziehen, besonders bei globalen Umweltauswirkungen wie THGE.

In Österreich zeigte sich nach einer Intensivierungsphase der Landwirtschaft nach dem Zweiten Weltkrieg ab Anfang der 1990er Jahre eine Trendwende mit abnehmenden negativen Umweltauswirkungen für ausgewählte Indikatoren, wie z.B. Stickstoffemissionen (Sinabell, 2018) oder THGE (Umweltbundesamt, 2020), v. a. durch die Einführung des Österreichischen Programms für Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) 1995 und der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 1999 (Agenda 2000), die zu einer Extensivierung der Landwirtschaft geführt haben. Ein wichtiger Grund ist aber auch der Rückgang im Viehbestand der Rinderhaltung seit den 1990ern. Innerhalb der Landwirtschaft ist es nämlich v. a. die Tierhaltung, die am meisten zu den negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft beiträgt (Herrero et al., 2013; Leip et al., 2015). Hervorzuheben sind jedoch auch die zahlreichen positiven Beiträge der Tierhaltung, wie z. B. der Erhalt biodiversitätsreicher Grünlandflächen, wie z. B. Almen (Alig et al., 2012; Leip et al., 2010; Umweltbundesamt, 2019), die Verwertung von für Menschen nicht-verdaubaren Gräsern durch Wiederkäuer in hochwertige Proteine (Ertl et al., 2016, 2015; Mottet et al., 2017) und ihr ökonomischer (OECD, 2021) wie auch sozial-kultureller Beitrag (Burton et al., 2008; Wreford et al., 2017) zur regionalen Entwicklung. Es benötigt also eine differenzierte Betrachtungsweise des ganzen Systems, wenn es z. B. darum geht, Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft zu identifizieren (Hörtenhuber et al., 2010).

Im letzten Jahrzehnt zeigte sich in Österreich eine relativ konstante Entwicklung der landwirtschaftlichen THGE von ca. 7,1 bzw. 8,1¹ Mio. t CO₂-Äquivalenten (CO₂e) im Jahr 2010 auf 7,2 bzw. 8,2 Mio. t CO₂e im Jahr 2018 (Anderl et al., 2020; Umweltbundesamt, 2020), was ungefähr 9 % bzw. 10 % der gesamten österreichischen THGE ausmacht. Mehr als die Hälfte der landwirtschaftlichen THGE stammt aus enterogenen Vergärungsprozessen, d. h. dem Methan, das beim Verdauungsprozess von Wiederkäuern produziert und ausgestoßen wird. In Österreich machen Rinder über 90 % dieser Emissionen aus (Anderl et al., 2020). Nimmt Österreich seine Verpflichtung zum Beitrag des Pariser Klimaabkommen (UNFCCC, 2015) ernst, so müssen diese THGE bis 2040 drastisch sinken. Zwar können durch naturverträgliche Kohlenstoffspeicherung (z. B. mehr Biomasse im Waldbestand, Erhöhung des Bodenkohlenstoffgehalts in landwirtschaftlichen Böden) ein Teil der unvermeidlichen THGE in der Landwirtschaft kompensiert werden, diesem Ausmaß sind jedoch Grenzen gesetzt. Daher sollten ebenfalls Anstrengungen gesetzt werden, THGE in der Landwirtschaft zu reduzieren.

Die oben genannten Zahlen zu THGE entstammen der territorialen bzw. produktionsorientierten THGE-Zählweise, bei der nur die Emissionen gezählt werden, die tatsächlich in einem Land bzw. in den ökonomischen Aktivitäten eines Sektors anfallen. Es gibt auch den konsumbasierten Ansatz, auch Carbon Foot-

¹ Diese Werte bestehen hauptsächlich aus THGE der enterogenen Fermentation (57 %), landwirtschaftlichen Böden (28 %) und dem Wirtschaftsdüngermanagement (14 %). Der höhere Wert inkludiert zusätzlich die Kategorie „Kraftstoffverbrennung stationärer Quellen in der Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei“, die laut Klimaschutzgesetz, aber nicht gemäß den IPCC-Richtlinien, dem Landwirtschaftssektor zuzurechnen ist.

print (CFP) genannt. In diesem Ansatz werden idealerweise alle THGE berücksichtigt, die für die Produktion, Nutzung und Entsorgung eines Produktes oder einer Dienstleistung notwendig sind (z. B. Input von Energie, Landnutzungsemissionen etc.). Durch die Betrachtung beider Werte ergibt sich ein vollständigeres Bild, denn beide Zählweisen haben ihre Schwächen (Steininger et al., 2015): Während der Abteilungsproduktionsorientierte Ansatz Importe aus dem Ausland nicht berücksichtigt, fallen beim konsumbasierten Ansatz die Exporte aus dem Blickfeld. Im Sinne einer globalen Verantwortung sollte die Politik idealerweise Maßnahmen identifizieren, die sowohl territoriale als auch konsumbasierte THGE reduzieren (Steininger et al., 2018). Aus konsumbasierter Sicht steigen laut Berechnungen von Steininger et al. (2018) die gesamten THGE um 54 % und die THGE in der Landwirtschaft um ca. 33 % an. Die Entwicklung dieser THGE blieb in den letzten Jahren jedoch ähnlich konstant wie die der produktionsbasierten THGE (De Schutter et al., 2015).

Im Gegensatz zu den top-down makroökonomischen Ansätzen von Steininger et al. (2018), die sich gut eignen, aggregierte oder sektorspezifische konsumbasierte THGE aufzuzeigen, bieten Lebenszyklusanalysen (LZA) die Möglichkeit, sehr detaillierte produktspezifische (bottom-up) THGE zu berechnen, den vorhin erwähnten CFP. Hier zeigt sich, dass Rindfleisch den höchsten CFP aller landwirtschaftlichen Produkte besitzt (Gerber et al., 2013; Leip et al., 2010; Pieper et al., 2020) und in den letzten Jahren daher besonders unter Druck gekommen ist, diesen CFP so gut wie möglich zu reduzieren.

Der Fokus dieses Teilprojektes liegt daher darin zu untersuchen, wie hoch der CFP von Rindfleisch in Österreich und anderen Ländern ist und wo es Ansätze zur Reduktion von THGE in der Rindfleischproduktion gibt. Besonders mit Blick auf die Globalisierung des landwirtschaftlichen Sektors ergeben sich u. a. folgende Fragestellungen:

1. Wie hoch ist der CFP von ausgewählten Rindfleischproduktionssystemen in unterschiedlichen Ländern?
2. Was passiert mit den globalen THGE, wenn z. B. die Rindfleischproduktion in Österreich reduziert wird, KonsumentInnen aber weiterhin (importiertes) Rindfleisch essen wollen?
3. Welche Maßnahmen können zur Reduktion von produktionsorientierten und konsumbasierten THGE von Rindfleisch führen?

Um diese Fragen zu beantworten, wenden wir folgende Methoden und Arbeitsschritte an:

- Durchführung einer LZA für vier CFP-Berechnungen von
 - extensiven und intensiven Rindfleisch-Produktionssystemen in
 - zwei unterschiedlichen Ländern: Österreich und Südamerika
- Literaturrecherche zu
 - bestehenden CFP-Berechnungen in der Rinderhaltung, um die eigenen Berechnungen zu validieren und einen umfangreichen Ländervergleich durchzuführen
 - möglichen Klimaschutzmaßnahmen in der Rinderhaltung
- Abhaltung von zwei Stakeholder-Workshops um
 - (1) Expertise zu Rindfleisch-Produktionssystemen für die LZA einzuholen
 - (2) Ergebnisse zu validieren und zu evaluieren („Reality-Check“)

2. Carbon Footprint (CFP)

Ökobilanzen oder Lebenszyklusanalysen (LZA) ermöglichen die multikriterielle Analyse der Lebenszyklen von Produkten oder ganzen Organisationen im Hinblick auf deren Umweltauswirkungen sowie eine transparente Darstellung der daraus resultierenden Ergebnisse.

Die systematische Erfassung aller durch die Unternehmenstätigkeit direkt und indirekt verursachten treibhauswirksamen Emissionen wird Treibhausgasbilanz (THG-Bilanz) oder Carbon Footprint (CFP) genannt.

THG-Bilanzen können sich hinsichtlich des Betrachtungsumfangs (der Systemgrenzen) bzw. des Bezugs unterscheiden, wie beispielsweise der Betrachtung eines ganzen Unternehmens (Corporate Carbon Footprint) oder eines einzelnen Produkts (Product Carbon Footprint). Eine THG-Bilanz gibt Auskunft über die Umweltperformance eines Unternehmens oder Produktes, indem die klimarelevanten Umweltauswirkungen des zu betrachtenden Bereichs in CO₂-Äquivalent-Emission angegeben werden. Durch diese Kennzahlen können unterschiedliche Handlungsalternativen verglichen und strategische Entscheidungen unterstützt werden. Im Rahmen der Erstellung einer THG-Bilanz werden häufig auch Einsparungspotenziale an Material- und Energieressourcen sichtbar.

CO₂-Äquivalent ist eine Einheit für treibhauswirksame Gase, die das Potenzial der globalen Erwärmung (Global Warming Potential, GWP) aufzeigt. Hierbei werden die sechs hauptverursachenden Treibhausgase mit einem Gewichtungsfaktor auf den Wert von CO₂ umgerechnet. Das GWP bezieht sich mit der Gewichtung der Klimagase auf einen Zeitrahmen von 100 Jahren. Das bedeutet, dass auf dieses begrenzte Zeitintervall bezogen beispielsweise ein Kilogramm Methan eine 25-mal so schädliche Auswirkung hat als dieselbe Menge Kohlendioxid.

Die Ergebnisse für den CFP hängen stark davon ab, was bei den Berechnungen und der Methodik berücksichtigt wird. Gemäß ISO 14067 werden die Lebenszyklusstadien, die in der Bilanz untersucht werden müssen, durch folgende Systemgrenzen definiert:

Cradle-to-Grave: Umfasst die Emissionen und Entfernungen, die während der gesamten Lebensdauer des Produkts entstehen.

Cradle-to-Gate: Umfasst die Emissionen und Entfernungen bis zu dem Punkt, an dem das Produkt die Organisation verlässt.

2.1. Methodik

Das Umweltbundesamt hat aufbauend auf bestehenden Forschungsarbeiten das Modell GEMIS (Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme) zur Erstellung von Umweltbilanzen für Österreich weiterentwickelt. GEMIS ist ein computergestütztes Instrument, mit dem die Umweltauswirkungen von unterschiedlichen Systemen und Prozessen einfach, präzise und vor allem umfassend berechnet und miteinander verglichen werden können.

GEMIS berücksichtigt alle wesentlichen Prozesse, angefangen von der Primärenergie- und Rohstoffgewinnung bis zur Nutzenergie und Stoffbereitstellung, so z. B. auch den Hilfsenergie- und Materialaufwand zur Herstellung von Energieanlagen und Transportsystemen, und bietet somit die Möglichkeit, neben den direkten Emissionen auch die vorgelagerten Prozessemissionen zu berücksichtigen.

Die österreichische Luftschadstoffinventur (OLI) liefert jährlich landesspezifische Emissionsdaten. Die für Treibhausgasbilanzen verwendeten Emissionsfaktoren werden regelmäßig mit den Sektoren und dem Datenmaterial aus der österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI) abgeglichen.

Als weitere belastbare generische Datenbasis greift das Umweltbundesamt als offizieller Lizenznehmer im Bedarfsfall auch auf die Datenbank ecoinvent zu.

2.2. Carbon Footprint Rindfleisch

Aus dem Lebenszyklus einer Kuh können sehr viele unterschiedliche Produkte (Milch, Fleisch, Gelatine, Leder, Seife, Tierfutter etc.) gewonnen werden. Die wesentliche Frage ist hier, nach welcher Allokation die THG-Emissionen aus dem Leben der Kuh auf die verschiedenen Produkte aufgeteilt werden. Hier spielt das komplette „System Bauernhof“ eine wesentliche Rolle, also auch die Methanemissionen der anfallenden Gülle, wie diese verarbeitet und/oder entsorgt wird und wie die dadurch entstehenden THG-Emissionen wiederum auf die produzierte Milch und das gelieferte Fleisch der Kühe aufgeteilt werden. Diese Studie wird ausschließlich die Produktion von Fleisch betrachten. In Abbildung 1 wird gezeigt, welche Parameter in dieser Studie berücksichtigt werden.

Die Unterschiede bei der Rindfleischproduktion liegen vor allem bei der Fütterung. Der Einsatz von Futtermittel im Vergleich zur Almwirtschaft verursacht deutliche THG-Differenzen. Weitere Unterschiede ergeben sich aus den Transportdistanzen und Transportmitteln, die bei einer CFP-Berechnung Berücksichtigung finden (siehe Abbildung 1).

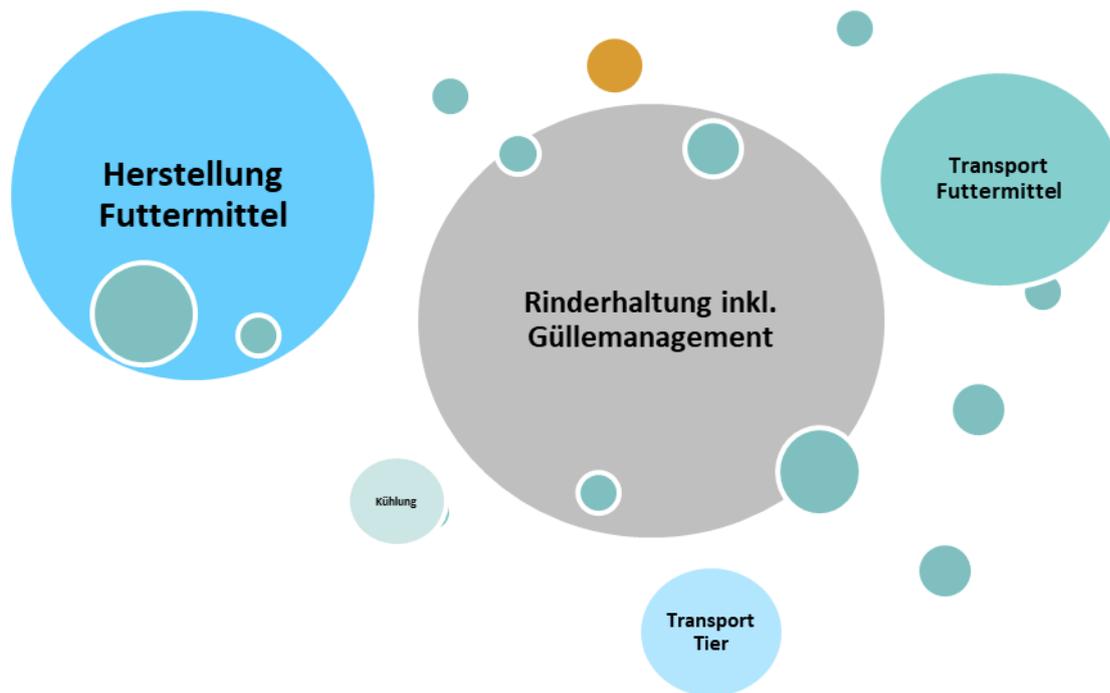
Abbildung 1: Untersuchte LZA-Parameter in dieser Studie



Quellen: Fotos von links nach rechts: © Umweltbundesamt_B. Groeger; © Deweis Maria; © raz studio; © Aleksandar Mijatovic – alle Fotolia.com

Die Systemgrenze umfasst die Art der Fütterung (Futtermittel und Almwirtschaft), Haltung (Methanemissionen der Kuh inkl. Güllemanagement), Schlachtung (Annahmen über das Schlachtgewicht), Transport innerhalb von Österreich und der Transport nach Österreich. In den Szenarien werden unterschiedliche Fütterungsweisen, Distanzen und Transportmittel angenommen. Nicht berücksichtigt, da mit großen Unsicherheiten behaftet, werden mögliche Landnutzungsänderungen (Land Use Change – LUC), die durch die Bereitstellung von Futtermitteln entstehen, wie z. B. Regenwaldabholzung im Amazonas für Sojaanbau. Hier kann auf mögliche Werte in der Literatur zurückgegriffen werden (siehe Abschnitt 5).

Abbildung 2: Exemplarische Hot-Spots in der Treibhausgasbilanz von Rindfleisch in Österreich



Quelle: eigene Darstellung

Bei der Aufzucht der Tiere entstehen THG-Emissionen in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Betriebsform sowie der Tierart. Wiederkäuer erzeugen durch den Verdauungsprozess bedeutende Mengen an Methanemissionen, welche bei Schweinen oder Hühnern nicht auftreten. Methan ist rund 34 Mal klimaschädlicher als CO₂ (Myhre et al., 2014). Falls bedeutende Mengen an Futtermittel zugekauft werden müssen, d. h. falls es keine Weidehaltung oder vergleichbare Möglichkeiten gibt, Tiere frei grasen zu lassen, entstehen bedeutende Mengen an THG bei der Produktion der Futtermittel, die insbesondere bei großen Transportentfernungen nochmal erhöht werden.

Einen großen Einfluss kann z. B. auch eine Mutterkuhhaltung darstellen, da hier bei der Fleischproduktion die Emissionen beider Rinder (Mutterkuh und Kalb) berücksichtigt werden müssen (Alig et al., 2012; Gerber et al., 2013). Hier gibt es dementsprechend ein antiproportionales Verhältnis bzw. auch einen Zielkonflikt zwischen Tierwohl und Treibhausgasreduktion.

Komplexer wird die THG-Bilanz nochmals dadurch, dass auf Grund der verschiedenen Futtergaben Unterschiede bei der Dauer der Aufzucht bestehen. Darüber hinaus spielen bei der Aufzucht auch klimatische Bedingungen wie z.B. Niederschlagshäufigkeit, Höhenlage oder Bodenfruchtbarkeit, eine Rolle (Hörtenhuber et al., 2010, 2011). Auf ein und derselben Fläche kann die Menge an geernteten Futtermitteln zwischen zwei Jahren einen erheblichen Unterschied aufweisen.

Insbesondere bei THG-Bilanzen von Rindern spielt die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Produkte eine erhebliche Rolle (Cederberg and Stådig, 2003). Mögliche Allokationsschlüssel können hier physikalische Größen (Masse, Energieinhalt) oder ökonomische Werte (Gewinn) sein. Dieser heterogenen Realität ist es geschuldet, dass diverse publizierte Emissionsfaktoren teilweise sehr stark voneinander abweichen.

Emissionsfaktoren von Lebensmitteln hängen maßgeblich von der gewählten Systemgrenze ab. Die nachfolgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Bandbreite der Treibhausgasintensität einiger wichtiger Lebensmittel.

Tabelle 1 Ausgewählte CO₂-Äquivalent-Emissionen in kg/kg Produkt

Lebensmittel	Emissionen in kg CO ₂ e/kg
Milch	0,9-1,4
Butter	14,7-23,8
Käse	7,3-9,8
Joghurt	1,2-1,6
Rindfleisch	13-20,7
Schweinefleisch	3,3-7,9
Schaf- und Ziegenfleisch	15-17,3
Hühnerfleisch	3,5-4,7

Quelle: GEMIS 5.0, ecoinventv3.6, De Schutter et al. (2015)

3. Erster ExpertInnen-Stakeholder-Workshop – Input für die CFP-Berechnungen

Am 21. Dezember 2020 fand der erste Stakeholderworkshop mit Repräsentanten entlang der Verarbeitungskette statt. Es wurden im Vorfeld 21 Personen kontaktiert und eingeladen, 12 Personen nahmen dann tatsächlich an dem Workshop teil (ProjektmitarbeiterInnen wurden nicht miteingerechnet). Dabei waren drei Teilnehmer dem Bereich Züchtung & Haltung, einer dem Bereich Verarbeitung, drei dem Bereich Vermarktung und einer dem Bereich Handel sowie drei dem Bereich Wissenschaft und zwei dem Bereich Interessenvertretung zuzurechnen (eine Doppelzählung Wissenschaft/Züchtung & Haltung).

3.1. Ziele

Der halbtägige Workshop sollte Input für zwei Teilprojekte geben. Einerseits sollten Empfehlungen für die österreichische Agrarpolitik entwickelt werden, um die Resilienz der alpinen Landwirtschaft zu erhöhen. Und andererseits, im zweiten Teil, war das Ziel, Hinweise zur quantitativen Bestimmung der Faktoren für die LZA-Analyse zu gewinnen. Der Workshop fand aufgrund der COVID-Pandemie-Situation virtuell statt.

3.2. Methode

Um die erste Frage zu den Empfehlungen für die österreichische Agrarpolitik zu beantworten, wurde in zwei Gruppen mittels Szenariotechnik entlang eines 4-Fragen-Rasters diskutiert. Die Experten wurden gebeten, ausgehend vom Status quo die großen Herausforderungen für die Zukunft zu beschreiben und dann ein für sie persönlich ideales Zukunftsszenario einer resilienten alpinen Landwirtschaft in Österreich zu entwickeln und den Weg dorthin zu skizzieren.

Tabelle 2: 4-Fragen-Raster zu Chancen und Risiken für regionale Wertschöpfungsketten und die alpine Landwirtschaft sowie Empfehlungen für die Agrarpolitik

Welche Faktoren entlang der Wertschöpfungskette werden die Entwicklung der alpinen Landwirtschaft in Österreich in den nächsten drei Jahrzehnten maßgeblich bestimmen? A Vorgelagerte Sektoren B Produktion C Verarbeitung D Handel E Konsum	Wie werden sich diese Faktoren auf A die Entwicklung der Agrarstruktur B die Wettbewerbsfähigkeit der alpinen Landwirtschaft in Österreich auswirken?
Durch welche Maßnahmen entlang der Wertschöpfungskette kann die alpine Landwirtschaft "resilienter" gestaltet werden?	Im Bereich der österreichischen Agrarpolitik, welche Maßnahmen könnten gesetzt werden, um die Resilienz der alpinen Landwirtschaft zu erhöhen?

Quelle: eigene Darstellung

Um die zweite Frage zu beantworten und Hinweise zur quantitativen Bestimmung der Faktoren für die LC-Analyse für die weiteren Berechnungen durch die Experten zu erhalten, wurde ein World Café in drei Gruppen durchgeführt: Jede heterogen zusammengesetzte Gruppe sollte zwei (ideal-)typische Produktionsketten für 1. Fleischnutzung in Österreich; 2. Milch- & Doppelnutzung in Österreich sowie 3. Fleischimport aus Südamerika entwerfen.

3.3. Wichtigste Erkenntnisse

Für die Empfehlungen für die österreichische Agrarpolitik für eine resiliente alpine Landwirtschaft:

- Konsens war in beiden Diskussionsgruppen, dass extensive Flächen durch strategisch ausgerichtete Förderprogramme abgesichert werden müssen, diese müssen durch öffentliche Mittel finanziert werden.
- Die alpine Landwirtschaft hat ein hohes Image, vor allem auch wegen ihres multifunktionalen Charakters; dieser Konsens in der öffentlichen Wahrnehmung sollte nicht verlassen werden.
- Die vereinfachende Debatte „Wiederkäuer = Klimasünder“ wird von den Experten als problematisch bewertet; Emissionen können nicht von der Leistung entkoppelt werden.
- Rindfleisch ist positiver zu bewerten, viele alpine Flächen können nicht für andere landwirtschaftliche Produktionsarten verwendet werden; bei der Methan-Bilanzierung müsse differenziert und im internationalen Zusammenhang vorgegangen werden.

Als Grundlage für die LZA wurden 6 Typen in der Debatte entwickelt:

- Typ Ö-F-1: Klimageffizient, minimaler Einsatz - maximaler Output
- Typ Ö-F-2: Extensivere Rindfleischerzeugung/Weidehaltung
- Typ Ö-D-1: Intensivmast mit Milch, Stieranteil 90%
- Typ Ö-D-2: Weidemast mit Milch, Stieranteil 20%
- Typ SA-1: Grasland basiert, Mutterkuh, extensiv, getrennt von der Mutterherde nach 9 Monaten
- Typ SA-2: Grasland basiert mit intensiver Endmast“ (rasch ins Feedlot)

Für die Berechnungen (siehe Abschnitt 4) wurden schließlich die Typen Ö-D-1 und 2, sowie Typ SA-1 und 2 herangezogen. Die im Zuge des Projektes entwickelten Aussagen hätten sich durch eine Ausweitung der Berechnungen auf die Typen Ö-F-1 bzw. Ö-F-2 nicht verändert. Zudem konnten wir durch den Workshop wertvolles bilaterales Feedback von Stefan Hörtenhuber und Werner Zollitsch zu CFP-Berechnungen und Klimaschutzmaßnahmen bekommen, sowohl durch Literaturhinweise als auch Validierung der Berechnungen.

4. CFP-Berechnungen

Das Ergebnis von CFP-Berechnungen hängt wesentlich von der Qualität der Eingangsdaten und den gewählten Systemgrenzen ab. Gewählte Emissionsfaktoren bilden durchschnittliche Werte ab. Dies gewährleistet eine höhere Bandbreite der Gültigkeit der Ergebnisse für betrachtete Systeme, führt jedoch auch zu einer höheren Ungenauigkeit in Hinblick auf die Umlegbarkeit der Ergebnisse auf einen konkreten Betrachtungsfall.

Die in dieser Untersuchung durchgeführten Berechnungen beziehen sich auf die Auswirkungen der unterschiedlichen Fleischproduktionssystemen hinsichtlich der Treibhausgasemissionen. Luftschadstoffemissionen oder Auswirkungen hinsichtlich Wasser- oder Landverbrauch müssen gesondert betrachtet werden.

Die vorliegende Treibhausgasbilanz berücksichtigt die Herstellung der Futtermittel, Treibhausgasemissionen aus dem Gülle-Management und dem Verdauungstrakt der Tiere und den Transport der Futtermittel bzw. den Rindertransport bis zum Schlachthof.

Nicht berücksichtigt werden beispielsweise die Herstellung der Ställe und die Stalltechnik und deren Energieeinsatz (z. B. Beleuchtung, Belüftung etc.). Substitutionseffekte durch den Einsatz von Gülle als Dünger sind in diesen Berechnungen nicht betrachtet.

Die Mast in Südamerika unterscheidet sich stark zur Viehhaltung in Europa. Für die Tiere gibt es keine Ställe und möglicherweise keine weitere Verwendung der Gülle (z. B. keine Gülleausbringung und Gülle-Verwertung etc.). Die Auswirkungen des fehlenden Gülle-Managements auf die Treibhausgasemissionen können im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht berechnet werden.

4.1. Input-Parameter

Die Futterarten und -mengen, Futtertage und Schlachtgewichte wurden im Rahmen dieser Arbeit angenommen, mit Stakeholdern diskutiert (siehe Abschnitt 3) und in enger Absprache mit dem Institut für Nutztierwissenschaften (Stefan Hörtenhuber) zusammengestellt. Bei der Einbeziehung der Mutterkuhhaltung wurden die Futtermengen angepasst. In diesen Berechnungen werden sowohl die Futtermengen als auch die Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung für das Rind und die Milchmenge für das Kalb berücksichtigt.

Die Angaben aus der Tabelle 3 sind für die Berechnungen wie folgt relevant:

- Die Fütterungsdauer ist für die Skalierung der auf ein Jahr bezogenen Emissionen aus Verdauung und Gülle-Management auf die tatsächliche Dauer notwendig. Für das 1. bzw. 2. Lebensjahr wird unterschiedliches Emissionsverhalten angenommen.
- Das Schlachtgewicht in kg ist ein Input für die Berechnung des CFP pro kg Rindfleisch.
- Die Futtermittelmengen werden für die Berechnung der Herstellungsemissionen des jeweiligen Futters benötigt. Die Futtermittelmengen decken den Bedarf des Rindes ab. Für das Weidefutter werden in der Berechnung keine Emissionen berücksichtigt.
- Futtermittelmengen und Schlachtgewicht gehen auch in die Berechnung der Emissionen aus Transportvorgängen ein.

Tabelle 3 Inputparameter CFP-Berechnungen

Inputparameter	Ö Weide	Ö Intensiv	SA Weide	SA Intensiv	Einheit
Fütterungstage Tier	700	550	600	500	Tage
Schlachtgewicht	360	400	400	400	kg
Weidehaltung	ja	nein	ja	nein	
Weidefutter (Gras)	4900				kg TM gesamte Fütterungs- dauer
Grassilage	4900	6000	2050		
Heu	1000	150		150	
Getreide	100	1500	1500		
Mais, Maissilage	25	250	250	1500	
Soja			0	600	

Notiz: Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Der Futtermitteltransport (siehe Tabelle 4) wurde für Getreide und Kraftfutter berücksichtigt, wobei ein Transport immer mittels Lkw angenommen wurde. Der Transport der Rinder zum Schlachthof wurde mittels Lkw, für südamerikanisches Rind mittels Schiff bis zum europäischen Hafen, dann Transport nach Österreich mittels Lkw angenommen. Der Restfuttertransport für das südamerikanische Rind wird über große Distanzen mittels Lkw durchgeführt.

Tabelle 4 Transportdistanzen für die CFP-Berechnungen

Transportart	Ö Weide	Ö Intensiv	SA Weide	SA Intensiv	Einheit
Transport der Restfuttermengen	50	300	700	700	km
Transportdistanz zum Schlachthof	50	50	9000	9000	km
Transportdistanz Hafen Österreich			700	700	km

Notiz: Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Tabelle 5 enthält spezifische Emissionen für das Gülle-Management und die Verdauung. Die spezifischen Emissionen für das 1. Lebensjahr werden für die Berechnung der Emissionen für die Dauer der Fütterung für das ganze erste Lebensjahr herangezogen. Die spezifischen Emissionen des 2. Lebensjahres werden dann anteilig auf die Rest-Fütterungszeit berücksichtigt.

Die Treibhausgasemissionen aus der Viehhaltung stammen aus der Österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI, 2012) und bilden die Emissionen aus Gülle-Management und Verdauung ab. Die Treibhausgasemengen von Methan und Lachgas sind bereits mit dem jeweiligen Treibhausgaspotential (IPCC, 2006) multipliziert (25 für Methan und 298 für N₂O).

Im Bereich des Gülle-Managements wird zwischen fester Einstreu (Stroh) bei Weidemast und Spaltboden bei Intensivmast unterschieden.

Die direkten THG-Emissionen aus der Verdauung beinhalten die Methanemissionen aus dem Verdauungstrakt. Je nach Alter des Rindes und Futterqualität (Weide- oder Intensivmast) weist die OLI unterschiedliche Treibhausgasemissionen aus.

Tabelle 5 THG-Emissionen aus der Haltung und Güllemaangement [OLI, 2012]

THG-Quelle	Ö Weide	Ö Intensiv	SA Weide	SA Intensiv	kg CO ₂ e / kg Tier
Güllemaangement –	42	47	47	47	1. Lebensjahr
CH ₄ Emissionen	92	101	101	101	2. Lebensjahr
Güllemaangement –	114	114	114	114	1. Lebensjahr
N ₂ O Emissionen	179	179	179	179	2. Lebensjahr
Rind (Verdauung) –	596	697	697	697	1. Lebensjahr
CH ₄ Emissionen	1249	1379	1379	1379	2. Lebensjahr

Notiz: Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Für Weide- und Intensivmast wurden die gleichen Futtermittel-Bereitstellungsemissionsfaktoren herangezogen (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6 THG-Emissionen für den Transport und Futtermittel (GEMIS 4.9, 2021)

Transportart	kg CO ₂ e / tkm
Lkw-Transport	0,218
Lkw-Transport gekühlt	0,251
Schiffstransport	0,009
Heu	0,055
Grassilage	0,060
Gerste	0,317
Soja	0,390
Mais	0,446

Kühlung

Der Energieeinsatz für die Kühlung wurde mit 250 kWh pro Tier angenommen und in die Berechnung aufgenommen.

4.2. CFP-Ergebnisse

Die Berechnungsergebnisse werden in die Bereiche Fütterung (Emissionen aus der Futtermittelproduktion), Haltung Rind (Güllemanagement und Verdauung), Transport (Futtermittel- und Rindertransport) und Kühlung unterteilt und sind in Tabelle 7 ersichtlich.

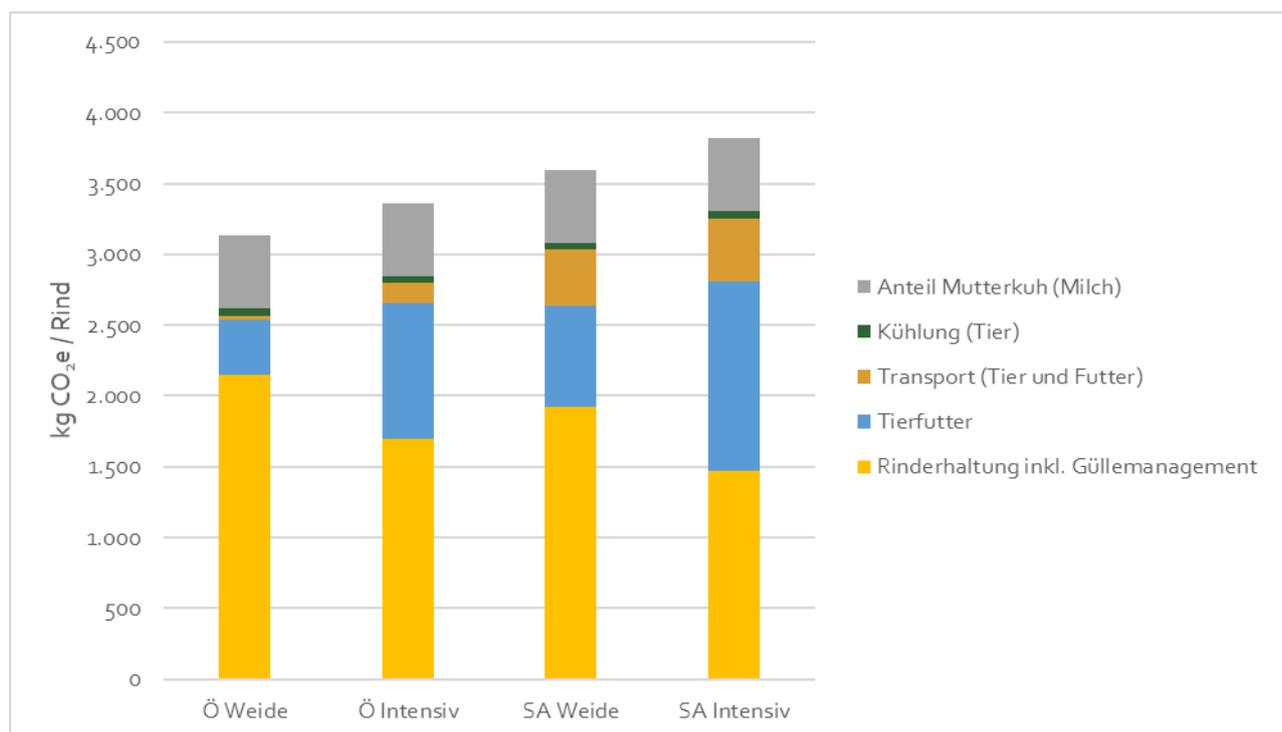
Tabelle 7 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen pro Rind in kg

THG-Quelle	Ö Weide	Ö Intensiv	SA Weide	SA Intensiv
Rinderhaltung inkl. Güllemanagement	2 147	1 699	1 926	1 472
Tierfutter	392	955	710	1 333
Transport (Tier und Futter)	29	142	394	448
Kühlung (Tier)	50	50	50	50
Anteil Mutterkuh (Milch)	518	518	518	518
Summe in kg pro Rind	3 135	3 364	3 598	3 820

Quelle: eigene Berechnungen; Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Das südamerikanische Rind verursacht bei der Intensivmast mit 3.820 kg die höchsten CO₂e-Emissionen (siehe auch Abbildung 3). Die Ergebnisanalyse zeigt, dass Haltung (Güllemanagement und Verdauung) bei sämtlichen Tierhaltungssystemen den größten Anteil an den THG-Emissionen verursacht.

Abbildung 3 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen in kg je Verursacher



Quelle: eigene Berechnungen; Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

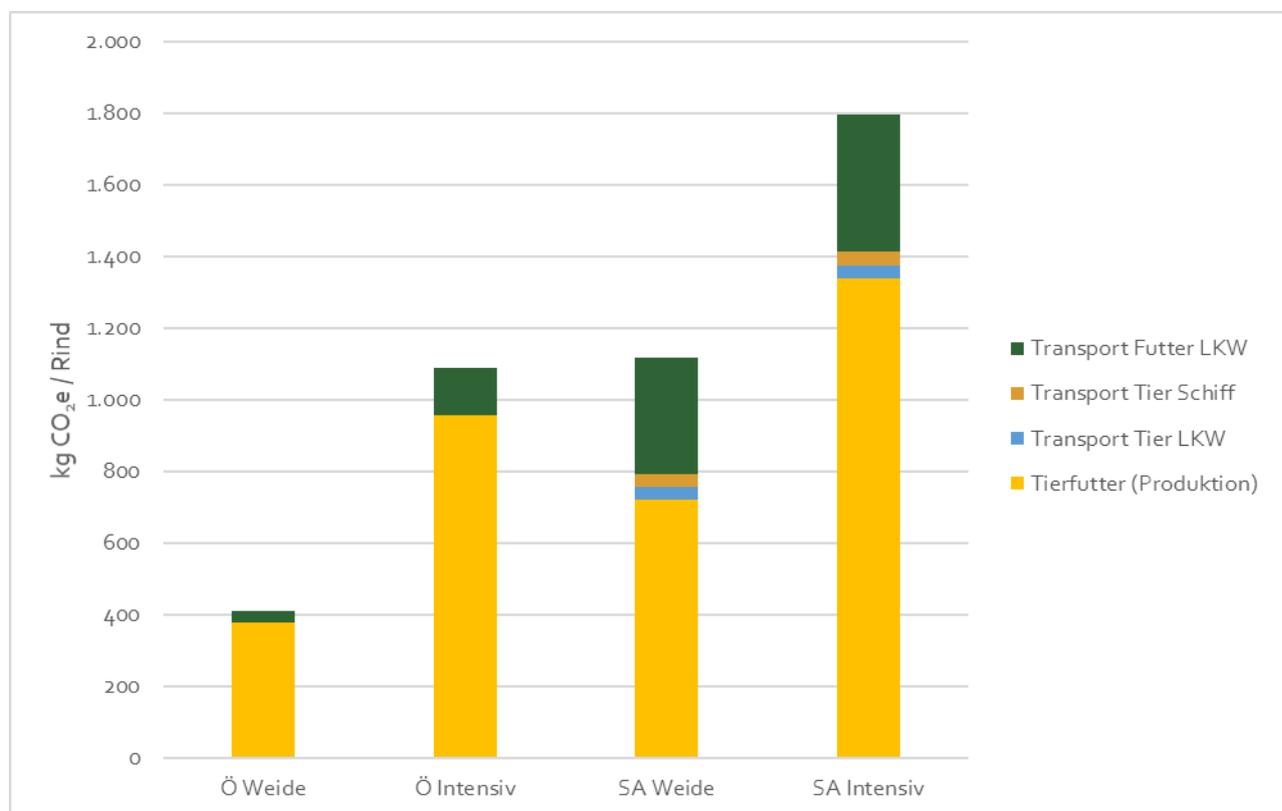
Die Futtermittel und deren Transport sind nach der Rinderhaltung und Güllemanagement die nächsten wesentlichen THG-Quellen. Die Tabelle 8 zeigt ganz klar, dass größere Transportdistanzen für die Futtermittel, wie beim südamerikanischen System abgebildet, sich in einer deutlichen Zunahme der THG-Emissionen niederschlägt.

Tabelle 8 THG-Emission von vier Rinderhaltungssystemen in % je Verursacher

THG-Quelle	Ö Weide	Ö Intensiv	SA Weide	SA Intensiv
Rinderhaltung inkl. Güllemanagement	68%	51%	54%	39%
Tierfutter (Produktion)	12%	28%	20%	35%
Transport Tier LKW	0%	0%	1%	1%
Transport Tier Schiff	0%	0%	1%	1%
Transport Futter Lkw	1%	4%	9%	10%
Kühlung (1. Verladestation)	2%	1%	1%	1%
Milch als Futter	17%	15%	14%	14%

Quelle: eigene Berechnungen; Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Abbildung 4: Futtermittel & Transport-THG-Emissionen von vier Rinderhaltungssystemen



Quelle: eigene Berechnungen; Ö Weide = österreichische Weidemast mit Milch; Ö Intensiv = österreichische Intensivmast mit Milch; SA Weide = südamerikanische Weidemast; SA Intensiv = südamerikanische Intensivmast

Die höheren Transportdistanzen beim südamerikanischen Rinderhaltungssystem im Vergleich zum österreichischen System zeigen die starke Zunahme der Transportemissionen mittels Lkw (siehe Abbildung 4).

Somit kann die Aussage getroffen werden, dass bei Intensivmast höhere THG-Emissionen durch den Futtermitteltransport entstehen. Die niedrige Energiedichte der Futtermittel bringt es mit sich, dass bei einer Erhöhung der Futtermittelmengen um den Faktor 3 (Österreich Weide im Vergleich zu Südamerika intensiv) die Zunahme der THG-Emissionen durch den Transport, um den Faktor 15 zu liegen kommt.

Der Verkehrssektor zählt 2019 zu den Hauptverursachern für Treibhausgasemissionen in Österreich. In allen Bundesländern kam es seit 1990 zu einer Zunahme der Treibhausgasemissionen pro Kopf im Sektor Verkehr (Umweltbundesamt, 2020).

Daher müssen alle Maßnahmen getroffen werden, damit dieser Trend durchbrochen wird. Kurze Transportwege, regionale Wertschöpfung, vertikale Kooperation sind da nur einige Schlagworte, die Teil der Lösung sind.

5. Vergleich von CFP-Berechnungen für Rindfleisch aus anderen Studien

Dieser Abschnitt bietet einen Überblick über CFP Berechnungen für Rindfleisch in der rezenten Literatur, mit besonderem Augenmerk auf Österreich und Brasilien, um unsere eigenen Berechnungen einzuordnen und zu validieren. Um die Resultate vergleichbar zu machen wurden die Ergebnisse so gut wie möglich vereinheitlicht, bzgl.:

- *Funktionseinheit*: kg CO₂e pro kg Schlachtgewicht (kg CO₂e / kg SG)
- *100-jähriges Erwärmungspotential* (GWP - Global Warming Potential)²: nach dem 4. Sachstandsbericht des IPCC (2006) sind das 25 für CH₄ und 298 für N₂O
- *Systemgrenze*: cradle-to-farm gate → beinhaltet alle Emissionen von der Bereitstellung der Inputfaktoren (Futter, Energie, Düngemittel, Transport) bis zum Hoftor (womit die nachgelagerten Transportemissionen, die in unseren Berechnungen ein entscheidender Faktor sind, nicht berücksichtigt werden).

Sofern nicht anders angegeben beziehen sich CFP-Werte im folgenden Text daher immer auf kg CO₂e / kg SG für die Systemgrenze „cradle-to-farm gate“ und auf das oben genannte Erwärmungspotential (GWP). Dementsprechend weisen wir hier andere Werte für unsere Berechnungen auf als in Abschnitt 4.2, sowie auch andere Werte für Hörtenhuber und Zollitsch (2020a, 2020b), die ihre Berechnungen mit aktuellen GWP-Werten durchführen (34 für CH₄, Werte für N₂O sind gleich) und damit höhere Werte für CH₄-Emissionen ausweisen.

Exkurs Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC)

Zudem wurden die Daten mit und ohne Berücksichtigung von Landnutzung (LU – land use) und Landnutzungsänderungen (LUC – land use change) ausgegeben (gemeinsam: LULUC). In der Literatur wird dabei oft noch zwischen direkten LUC (dLUC) und indirekten LUC (iLUC) unterschieden. Hier die Begriffe in einer kurzen Übersicht:

- LU entsteht durch die Produktion von Futtermittel auf schon vorhandenen Flächen (z. B. Bodenkohlenstoffgehalt auf Weiden oder Ackerfutterflächen)³
- dLUC entsteht, wenn z. B. Regenwald für die Rindfleischproduktion in Grünland oder Ackerfutterflächen umgewandelt wird
- iLUC trifft auf, wenn es z. B. auf Grund von Marktauswirkungen der Rindfleischproduktion zu Abholzung von Regenwald kommt. So könnte eine Ausweitung der Rindfleischproduktion andere landwirtschaftliche Produktion zur Abholzung des Regenwaldes drängen.

LULUC ist generell mit hohen Unsicherheiten behaftet und wird in CFP-Berechnungen nicht immer berücksichtigt (Hörtenhuber et al., 2014). Unsicherheiten betreffen zum einen die Datengrundlagen selbst (wie viel Kohlenstoff wird durch Abholzung von Regenwald freigesetzt und wie lange ist die Amortisationszeit dafür? Wie viel Bodenkohlenstoff kann auf extensiven Weideflächen gespeichert werden?), zum anderen aber auch die Zurechnungsmethode, d. h. wie viel Anteil trägt die Rindfleischproduktion eigentlich an der Abholzung von Regenwald? Diese letzte Frage ist besonders heikel und viel diskutiert (Cederberg et al., 2011; Hörtenhuber et al., 2014, 2018). Weiters werden oft unterschiedliche Aspekte von LULUC

² Empfohlen wird eigentlich, den aktuellen GWP mit Klimafeedbacks aus dem 5. Sachstandsbericht des IPCC (Myhre et al., 2014) anzuwenden, der einen höheren Wert für CH₄ ausweist (34). Auf Grund fehlender Daten in manchen Studien, v. a. älteren, war es nur möglich, auf diese alten Werte zu korrigieren.

³ Stickstoffemissionen durch Düngergaben für die Futtermittelproduktion sind standardmäßig in allen CFP berücksichtigt und fallen hier somit nicht unter LULUC.

berücksichtigt. So inkludieren Leip et al. (2010) und Nguyen et al. (2010) als zwei von wenigen Studien auch LU, also u. a. die Steigerung des Bodenkohlenstoffgehalts durch extensive Beweidung. Im folgenden Vergleich wird auf Grund dieser Unsicherheiten und unterschiedlicher Systemgrenzen von LULUC der CFP jeweils mit und ohne LULUC aufgezeigt.

5.1. Österreich

Tabelle 9 enthält eine Übersicht zu publizierten CFP-Berechnungen aus Österreich, inklusive der Berechnungen aus dieser Studie (siehe Abschnitt 4.2). Die Werte liegen je nach Produktionssystem, Systemgrenze, Unsicherheiten und Studie zwischen 8,2 (Intensivmast mit Milch) und 21,4 (Jungrind von Mutterkuh). Die Studie von Leip et al. (2010) bezieht sich auf Durchschnittswerte, da hier kein spezielles Produktionssystem berücksichtigt worden ist, weißt dafür aber Daten auf Bundesländerebene aus. Die Studie von Kral (2011) berücksichtigt zusätzlich, wie unsere Studie, auch nachgelagerte Emissionen (Lagerung, Verarbeitung, Transport). Diese würden die in der Tabelle genannten Werte jedoch nur um 0,11 erhöhen. Wir weisen hier mit ca. 0,2 leicht höhere Werte auf. Die nachgelagerten Transportemissionen in Kral (2011) entsprechen unseren Berechnungen (ca. 0,06), jedoch werden dort geringere THGE für die Schlachtung und Kühlung angenommen (0,04 vs. 0,13). In Kral (2011) werden die Transportemissionen für Futtermittel, die Teil des „cradle-to-farm gate“ CFP sind, nicht extra ausgewiesen. Diese fallen bei der Intensivmast bei uns mit 0,30 zwar gering, aber nicht unwesentlich aus.

Tabelle 9 CFP-Berechnungen für Rindfleisch – Österreich

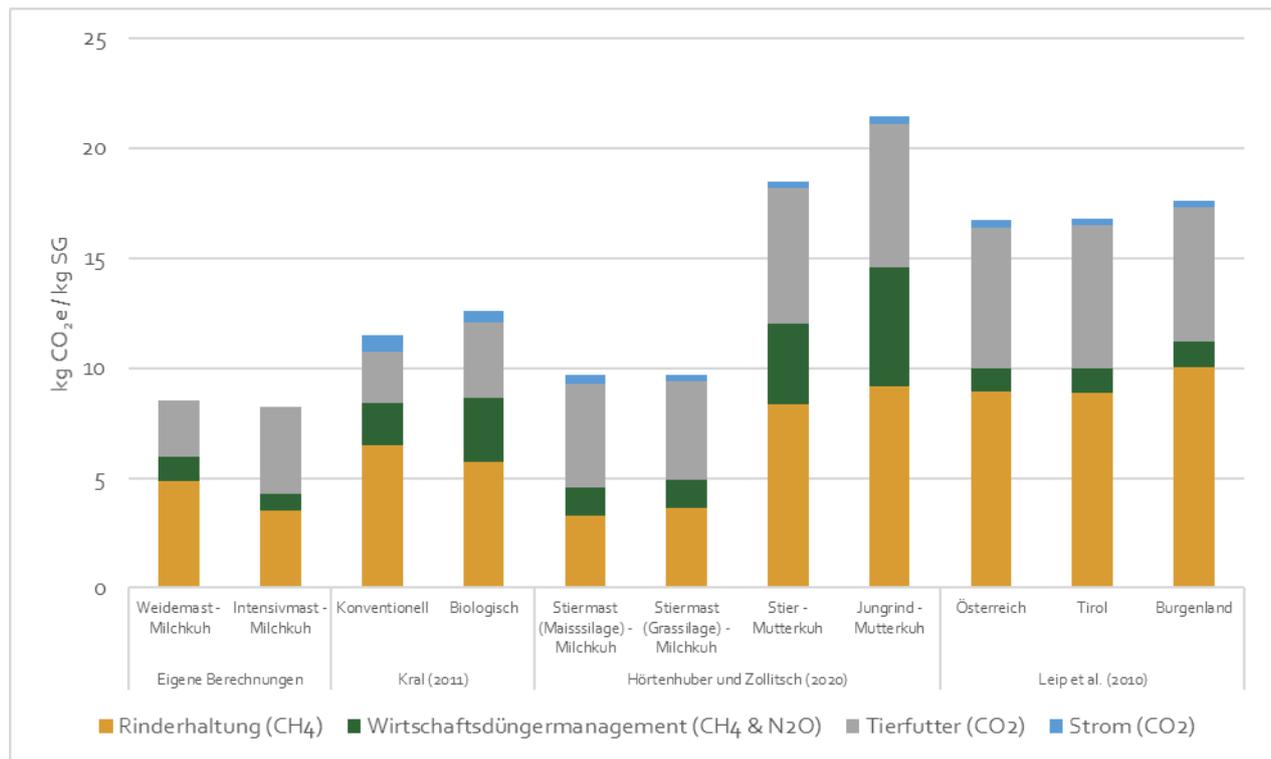
Quelle	Produktionssystem	CFP ohne LULUC	CFP mit LULUC	LULUC
Eigene Berechnungen	Weidemast mit Milch	8,5		
	Intensivmast mit Milch	8,2		
Leip et al. (2010)	Durchschnitt Ø	16,7	15,5	-1,2
	Durchschnitt Ø - Tirol	16,8	12,3	-4,5
	Durchschnitt Ø - Burgenland	17,6	17,1	-0,5
Kral (2011)	konventionell Ø	11,5	15,1	3,6
	biologisch Ø	12,6	12,6	0,0
Hörtenhuber und Zollitsch (2020b, 2020a)	Durchschnitt Ø	11,5	11,7	0,2
	Stiermast (Grassilage) vom Milchkuh-Kalb	9,7	9,7	0,0
	Stiermast (Maissilage) vom Milchkuh-Kalb	9,7	10,6	0,9
	Stier von Mutterkuh	18,5	18,9	0,4
	Jungrind von Mutterkuh	21,4	21,4	0,0

Notiz: LULUC in Kral (2011) sowie Hörtenhuber und Zollitsch (2020b) bezieht sich auf Sojaextraktionsschrot aus Brasilien (also nur LUC). In Leip et al. (2010) umfasst LULUC auch LU, u. a. Veränderungen im Bodenkohlenstoff auf Grünland- und Ackerflächen, die für die Rinderproduktion genutzt werden. Die Durchschnittswerte in Hörtenhuber und Zollitsch (2020a) wurden auf Basis von Schlachtungs- und Viehbestandsdaten der Statistik Austria geschätzt. Da es dabei keine gute Kategorisierung der Produktionssysteme gibt, ist dieser Wert mit hoher Unsicherheit behaftet.

LU und LUC spielen laut den von uns untersuchten Studien für die österreichische Rindfleischproduktion eine eher untergeordnete Rolle, mit Ausnahme von Kral (2011), wo LUC den CFP aus der konventionellen Rindfleischproduktion um 25 % erhöht, und in Leip et al. (2010), wo LULUC den CFP in Österreich um 7 % reduziert – für Tirol sogar um 27 %. Diese widersprüchlichen Ergebnisse ergeben sich folgend: In Kral (2011) entsteht der LUC über Annahmen zu Importen von Sojaextraktionsschrot aus Brasilien für die Füt-

terung in der konventionellen Tierhaltung. Es werden aber keine THGE aus der Landnutzung (LU) berücksichtigt. In Leip et al. (2010) wird sowohl LU als auch LUC berücksichtigt. Für LU gibt es dort Modellannahmen zur Bodenkohlenstoffspeicherung auf extensiven Weideflächen, für die es in Österreich und speziell in Tirol einen hohen Anteil gibt. THGE wegen LUC sind in Österreich in Leip et al. (2010) mit +0,4 leicht positiv, was den Werten von Hörtenhuber und Zollitsch (2020b) für das Produktionssystem „Jungrind von Mutterkuh“ entspricht. Insgesamt ergibt sich in Leip et al. (2010) aber somit ein negativer LULUC von -1,2 für Österreich und -4,5 für Tirol.

Abbildung 5: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Österreich



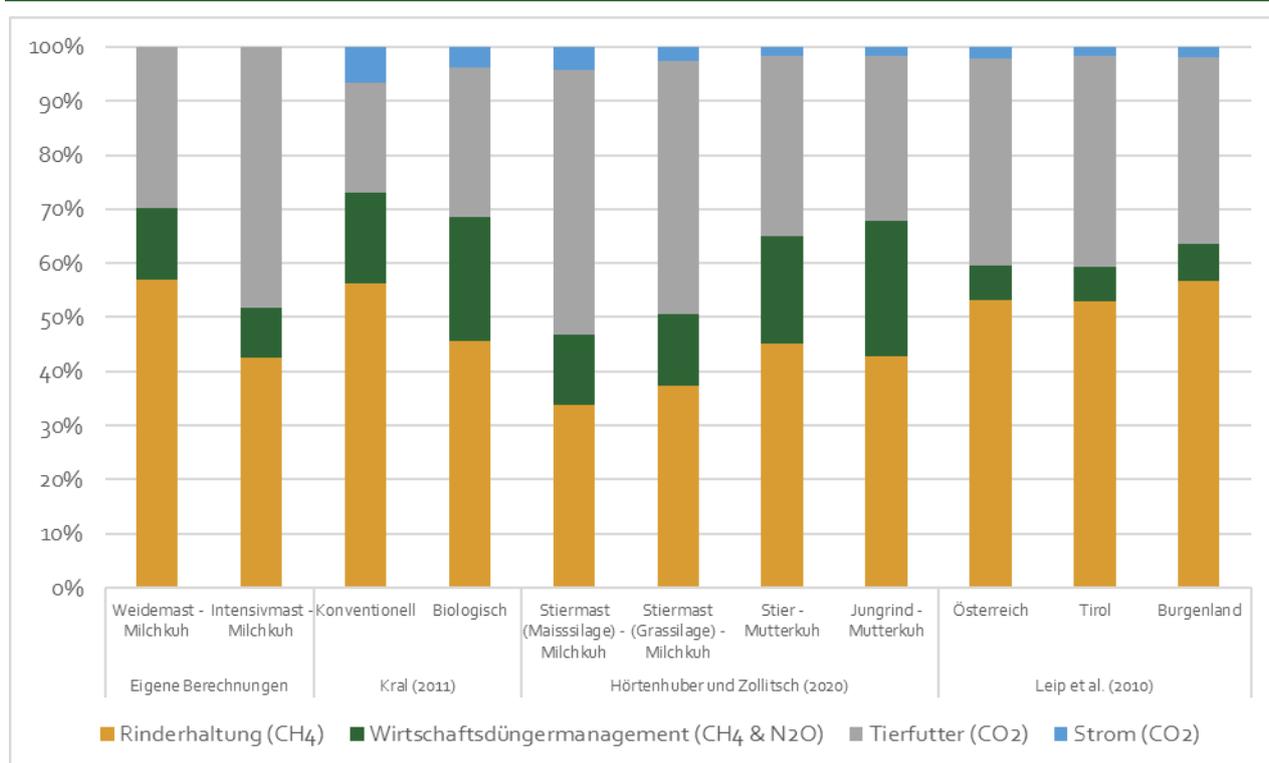
Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

Abbildung 5 verdeutlicht zusätzlich zu den Werten in Tabelle 9 grafisch, dass die Berechnungen dieser Studie im Vergleich zwar etwas niedrig sind, aber generell gut mit bestehenden Studien übereinstimmen. Vergleichbare Produktionssysteme in Hörtenhuber und Zollitsch (2020b, 2020a), wie Stiermast von der Milchkuh, weisen nur leicht höhere Werte aus (ca. +13 %). Dieser Unterschied liegt innerhalb der üblichen Datenunsicherheit. Hörtenhuber und Zollitsch (2020b, 2020a) weisen zudem einen österreichischen Durchschnittswert über alle Produktionssysteme mit ca. 11,5 aus (13 mit aktuellen GWP, siehe dazu Tabelle 13 im Appendix), der nur sehr geringfügig durch LUC beeinflusst wird.

In allen Studien zeigt sich zudem eine halbwegs ähnliche Zusammensetzung der THG-Quellen, wie in Abbildung 6 ersichtlich ist. Typischerweise besitzt meist das Methan aus der Verdauung (CH₄ aus der enterogenen Fermentation) den größten Anteil, gefolgt von Emissionen auf Grund der Futtermittelbereitstellung und dem Wirtschaftsdüngermanagement. Strom hat nur einen sehr geringen Anteil. Transportemissionen werden in diesen Studien nicht explizit ausgewiesen, mit Ausnahme der nachgelagerten Transportemissionen in Kral (2011), wie weiter oben schon diskutiert wurde.

Die Studie von Hörtenhuber und Zollitsch (2020b, 2020a) verdeutlicht, dass sowohl der CFP als auch dessen Komposition umso unterschiedlicher ausfällt, je detaillierter die unterschiedlichen vorhandenen Produktionssysteme in Österreich abgebildet werden. Hier zeigt sich, wie in Abschnitt 2.2 schon angemerkt, dass in CFP-Berechnungen Kälber aus der Mutterkuhhaltung höhere CFP ausweisen als Kälber aus der Milcherzeugung, da letzteren nur ein kleiner Anteil der Emissionen aus der Milcherzeugung zugerechnet wird. Weiters wird ersichtlich, dass intensivere Produktionssysteme zwar Emissionen aus der enterogenen Fermentation reduzieren, dafür aber höhere Emissionen aus der Futtermittelbereitstellung aufweisen. Werden zusätzlich auch noch mögliche THGE aus LULUC berücksichtigt, kann die höhere Effizienz in der Futtermittelverwertung leicht zunichte gemacht werden.

Abbildung 6: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Österreich



Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf kg CO₂e / kg SG, „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

5.2. Brasilien

Tabelle 10 enthält eine Übersicht zu publizierten CFP-Berechnungen für Rindfleisch aus Brasilien. Hier zeigt sich eine viel höhere Varianz als in Österreich, mit CFP-Werten ohne LULUC von 9 bis zu 80. Diese große Bandbreite ist auf große regionale Unterschiede und Datengrundlagen zurückzuführen. Die Studien von Alig et al. (2012), Leip et al. (2010) und Cederberg et al. (2011) verdeutlichen zusätzlich den großen Einfluss der Berücksichtigung von LULUC. Wird in Brasilien zur Rindfleischproduktion frisch abgeholzter Regenwald in der Region Legal Amazon verwendet, so kann der CFP gar 726 betragen (Cederberg et al., 2011) – wobei die LUC-Emissionen 698 dazu betragen. Mit einer Zurechnung für den Durchschnitt über die ganze Region Legal Amazon kommen Cederberg et al. (2011) auf einen noch immer sehr hohen CFP von 180, sowie 44 für ganz Brasilien.

Die Studien von Cerri et al. (2016), Cardoso et al. (2016) und Ruviano et al. (2015) verdeutlichen die Wichtigkeit des Produktionssystems. Der Großteil der Produktionssysteme in Brasilien besteht aus sehr extensiver Beweidung auf teilweise degradierten Flächen, die nicht gedüngt werden. Das wirkt sich in zweierlei

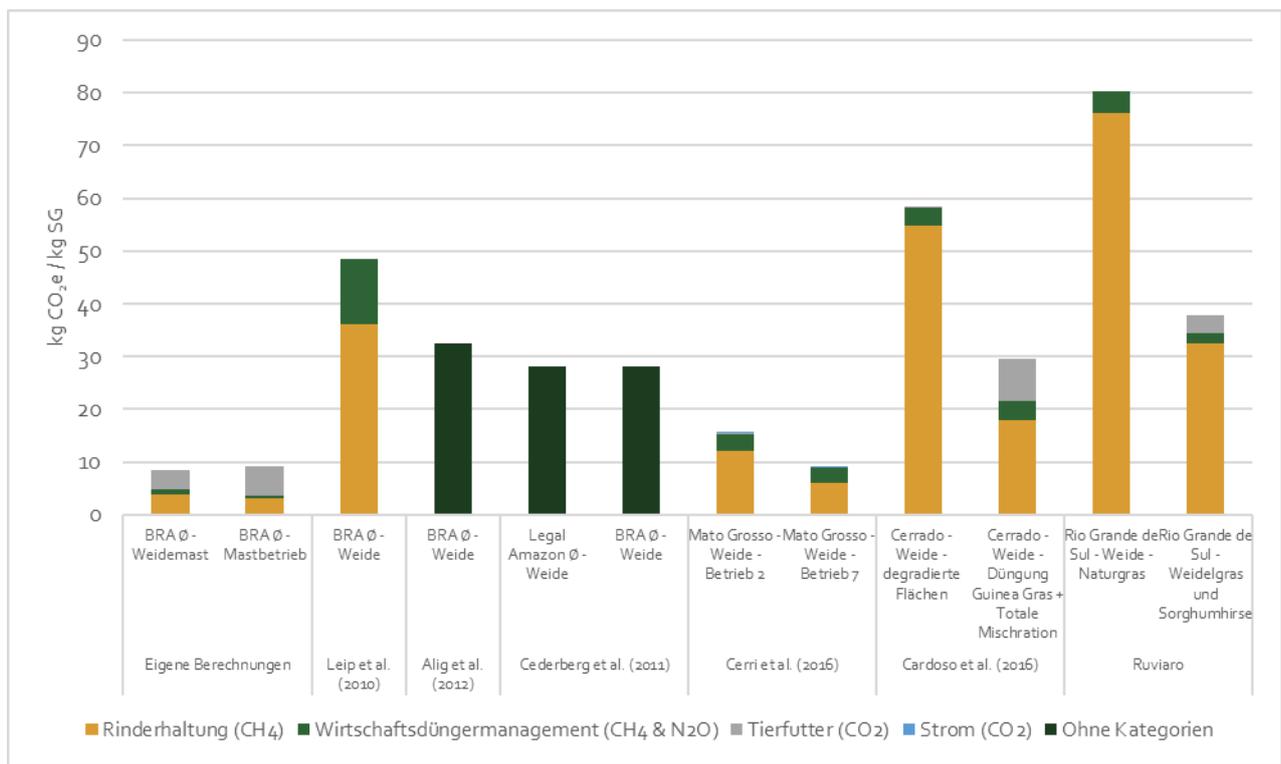
Hinsicht nachteilig auf den CFP aus: zum einen, weil es zu einer geringen Produktivität der Rinder und damit hohen Emissionen aus der Verdauung führt (siehe Abbildung 8) und zum anderen, weil Kohlenstoff im Boden durch die Degradation verloren geht. Je intensiver die Weidehaltung, desto geringer deshalb der CFP. Da intensive Produktionssysteme jedoch bis jetzt nur einen relativ kleinen Anteil ausmachen, ist der durchschnittliche CFP wohl höher anzusetzen als der in Österreich.

Ein Vergleich mit den anderen Studien zeigt, dass unsere Berechnungen für südamerikanisches Rindfleisch zwar gut mit denen von Cerri et al. (2016) übereinstimmen, aber trotzdem sehr niedrige Werte ausweisen (siehe auch Abbildung 7). Das liegt unter anderem daran, dass wir in unseren Berechnungen die noch wenig weit verbreiteten Weidemast- und Intensivmastbetriebe (Feedlots) für Brasilien untersuchen, was auch den hohen Anteil von Futtermittelemissionen im Vergleich zu anderen Studien erklärt. Laut Cardoso et al. (2016) beträgt der Anteil an Betrieben mit Weidemast 11 %, der von extensiver Beweidung ohne Mast 80 %. Betrachtet man die Anteile der THG-Quellen für den CFP (siehe Abbildung 8), so zeichnet sich die vorherrschende extensive Weidewirtschaft in Brasilien durch einen sehr hohen Anteil an enterogener Fermentation und Wirtschaftsdüngermanagement aus. Je schlechter der Zustand der Weiden, umso höher auch der CFP. Je intensiver das Produktionssystem, desto stärker steigt der Anteil von THGE durch die Futtermittelbereitstellung.

Tabelle 10 CFP Berechnungen für Rindfleisch – Brasilien

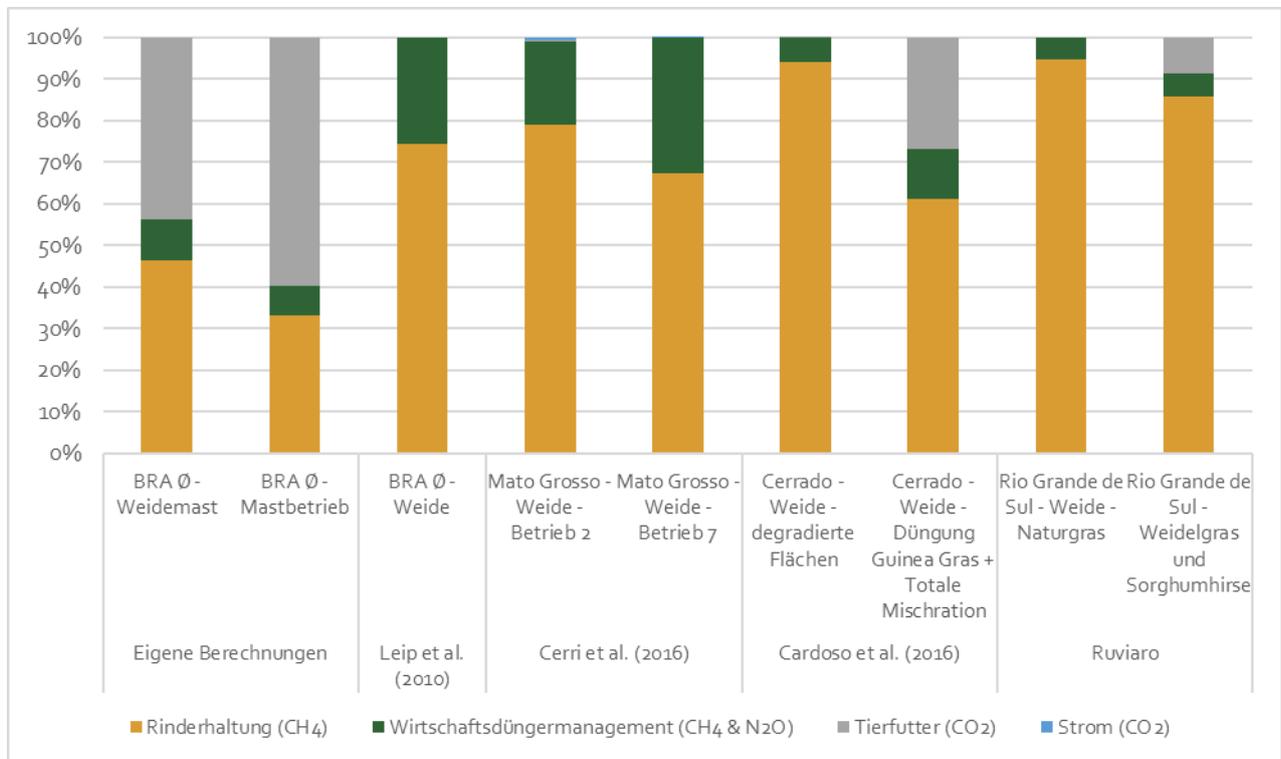
Quelle	Produktionssystem	Region	CFP ohne LULUC	CFP mit LULUC	LULUC
Eigene Berechnungen	Weidemast	Südamerika	8,6		
	Mastbetrieb	Südamerika	9,1		
Leip et al. (2010)	Weidehaltung	Legal Amazon	48,5	80,0	31,5
Alig et al. (2012)	Weidehaltung	Mato Grosso	32,5	39,1	6,6
Cederberg et al. (2011)	Weidehaltung	Legal Amazon	28,0	180,0	152,0
	Weidehaltung	Brasilien	28,0	44,0	16,0
Cerri et al. (2016)	Weidehaltung	Mato Grosso Betrieb 2	15,5		
	Weidehaltung	Mato Grosso Betrieb 7	9,0		
Cardoso et al. (2016)	Weidehaltung – degradierte Flächen	Cerrado	58,3		
	Weidehaltung – Düngung Guinea Gras + Totale Mischration	Cerrado	29,5		
Ruviaro et al. (2015)	Weidehaltung – Naturgras	Rio Grande de Sul	80,4		
	Weidehaltung – Weidelgras und Sorghumhirse	Rio Grande de Sul	37,7		

Abbildung 7: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Brasilien



Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

Abbildung 8: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Brasilien



Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf kg CO₂e / kg SG, „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

5.3. Weitere Länder

Am Ende bietet sich noch ein Vergleich mit Werten aus weiteren Ländern an (siehe Tabelle 11). Zusätzlich zu Ergebnissen aus unserem Nachbarland Schweiz (Alig et al., 2012), die ähnliche Produktionssysteme wie in dieser Studie untersuchen, werden auch ausgewählte Daten für Europa (Leip et al., 2010; Nguyen et al., 2010) und globale Weltregionen (FAO, 2017; Gerber et al., 2013) aufgezeigt.

In der Schweiz (Alig et al., 2012) werden signifikant höhere CFP-Werte als für Österreich ausgewiesen (siehe Tabelle 11 und Abbildung 9). Da hier 14 Modellbetriebe untersucht worden sind, sind die Daten aber kaum ganz repräsentativ für die gesamte Schweiz. Die verfügbaren Daten in der Studie lassen leider keine genaue Aufschlüsselung der THG-Quellen zu. Es scheint jedoch als wären die CH₄-Emissionen um einiges höher als in Österreich, was auf eine etwas geringere Produktivität schließen lassen könnte. In dieser Studie zeigt sich zudem auch der große Unterschied zwischen Rindfleisch aus der Milch- und Mutterkuhhaltung. Fleisch als Koppelprodukt aus der Milchkuhhaltung ist hier im Vorteil, da die THGE der Milch-Mutterkuh zum Großteil der Milchproduktion angerechnet werden (siehe auch Abschnitt 2.2). Alig et al. (2012) weisen ebenfalls Berechnungen für Brasilien (siehe Abschnitt 5.2) und für Deutschland aus. Der CFP-Wert ohne LULUC für Deutschland (15,2) liegt dabei unter den Berechnungen von Leip et al. (2010), die einen Wert von 17,3 ausweisen.

Die Studie von Leip et al. (2010) hat für die ganze EU regional differenzierte CFP für Rindfleisch berechnet (siehe Tabelle 11, Abbildung 9 und Abbildung 10). In Tabelle 11 und Abbildung 9 sieht man einen Vergleich ausgewählter EU-Mitgliedsstaaten. Hier zeigt sich, dass Österreich den geringsten CFP aller EU-Mitgliedsstaaten aufweist, sofern LULUC berücksichtigt wird. Ohne LULUC belegt Österreich mit einem CFP von 16,7 den vierten Platz, hinter den Niederlanden (12,3), Italien (13,3) und Belgien (14,9), knapp gefolgt von Deutschland (17,3). Der Grund für die niedrigen Werte in Österreich und Niederlande ist laut Leip et al. (2010) auf unterschiedliche Gründe zurückzuführen. Während die Niederlande eine effiziente industrielle Produktion mit hohen Umweltauflagen führt, ist in Österreich besonders die extensive Weidehaltung und der hohe Selbstversorgungsgrad von Futtermitteln von Vorteil, da dies zu einem geringeren CFP mit LULUC führt (siehe auch Erklärungen dazu in Abschnitt 5.1). Dieser Unterschied zeigt sich auch in der Komposition der THG-Quellen (Abbildung 10), wo Österreich höhere relative Werte für Rinderhaltung, aber geringere für Wirtschaftsdünger und Futtermittel aufzeigt. Beide Länder zeichnen sich zudem durch hohe Produktivitäten aus. Die schlechten Werte in Zypern und Lettland sind auf sehr niedrige Produktivitätsraten und hohe Emissionen aus LULUC zurückzuführen. Während Zypern hohe LULUC auf Grund von Kraftfutterimporten aufweist, ist es in Lettland v. a. die Umwandlung von Grünland in Ackerland in Lettland selbst. Nguyen et al. (2010) weisen durchschnittliche Werte für vier verschiedene Produktionssysteme auf EU-Ebene aus. Diese Werte kommen denen von Leip et al. (2010) nahe (siehe Tabelle 11 und Abbildung 9). Hier sieht man einen leichten Vorteil für intensive Produktionssysteme, die effizienter sind als extensive. Bei Berücksichtigung von LULUC ergibt sich für intensive Produktionssysteme jedoch ein höherer CFP.

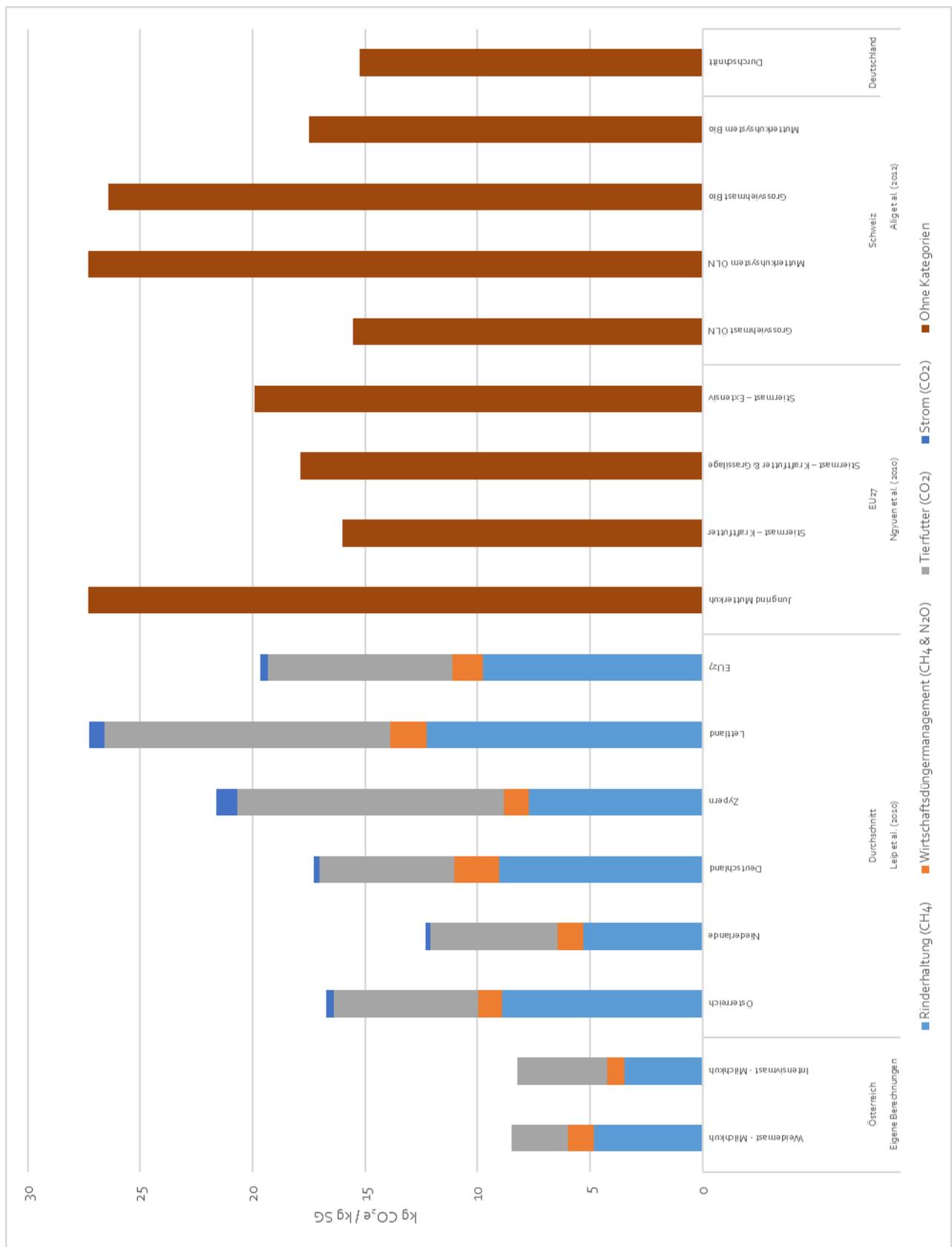
Die Ergebnisse der Welternährungsorganisation (FAO – Food and Agriculture Organization) zeigen schlussendlich die globale Bandbreite an Rindfleisch-CFP auf (FAO, 2017; Gerber et al., 2013). In Tabelle 11 (siehe auch Abbildung 11 und Abbildung 12) werden nur durchschnittliche Werte für Weltregionen angezeigt, es sind jedoch differenzierte Daten für die Produktionssysteme Weide, Mast und ein Mix-System vorhanden. In dieser Studie weisen Weidesysteme um einiges höhere CFP-Werte auf als Mastsysteme, v. a. in Lateinamerika. Die höchsten Emissionen entstehen in den Weltregionen Südasien (68,9), Sub-Sahara Afrika (52,9), Ost- und Südostasien (43,7) und Lateinamerika (37,5). Der Grund für diese relativ hohen Werte liegt laut Gerber et al. (2013) in einer sehr geringen Produktivität, schlechter Tierhaltung, geringen Schlachtgewichten und langer Lebensdauer der Tiere. Westeuropa (16,5) und Osteuropa (12,9) weisen sehr niedrige Werte auf, was u. a. auch an der Tatsache liegt, dass in Europa 80 % des Rindfleischs aus der

Milchkuhhaltung stammt, wodurch sich in CFP-Berechnungen ein Vorteil ergibt (siehe auch Abschnitt 2.2). Der globale Durchschnitt liegt bei 33,3.

Tabelle 11: CFP-Berechnungen für Rindfleisch – Europa und global

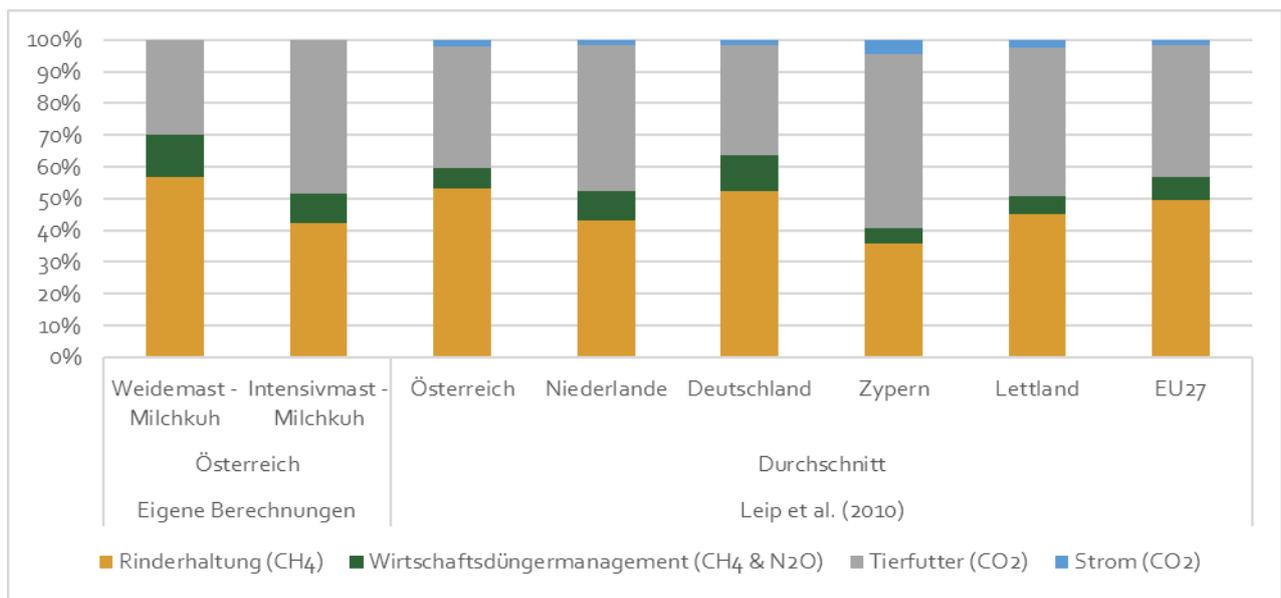
Quelle	Land	System	CFP ohne LULUC	CFP mit LULUC	LULUC
Eigene	Österreich	Weidemast mit Milch,	8,5		
	Österreich	Intensivmast mit Milch	8,2		
Leip et al. (2010)	Österreich	Durchschnitt	16,7	15,5	-1,2
	Niederlande		12,3	18,2	5,9
	Deutschland		17,3	20,3	3,0
	Zypern		21,6	45,1	23,5
	Lettland		27,3	43,5	16,2
	EU27		19,7	23,6	4,0
Ngyuen et al. (2010)	EU27	Jungrind Mutterkuh	27,3		
		Stiermast – Kraftfutter	16,0	30,6	14,6
		Stiermast – Kraftfutter & Grassilage	17,9	29,9	12,0
		Stiermast – Extensiv	19,9		
Alig et al. (2012)	Schweiz	Grossviehmast - ÖLN	15,5	15,7	0,2
		Grossviehmast - Biologisch	17,5		
		Mutterkuhsystem - ÖLN	27,3		
		Mutterkuhsystem - Biologisch	26,4		
	Deutschland	Durchschnitt	15,2	15,7	0,5
FAO (2017)	Global	Durchschnitt	33,3	39,8	6,5
	Ost & Südost-Asien		43,7	43,8	0,2
	Osteuropa		12,9	14,2	1,2
	Lateinamerika		37,5	57,0	19,6
	Naher Osten & Nordafrika		38,1	38,1	0,0
	Nordamerika		19,3	19,3	0,0
	Ozeanien		25,8	26,3	0,5
	Russland		12,6	13,1	0,5
	Südasien		68,9	68,9	0,1
	Sub-Sahara Afrika		52,9	53,1	0,2
	Westeuropa		16,5	17,4	0,9

Abbildung 9: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus europäischen Ländern



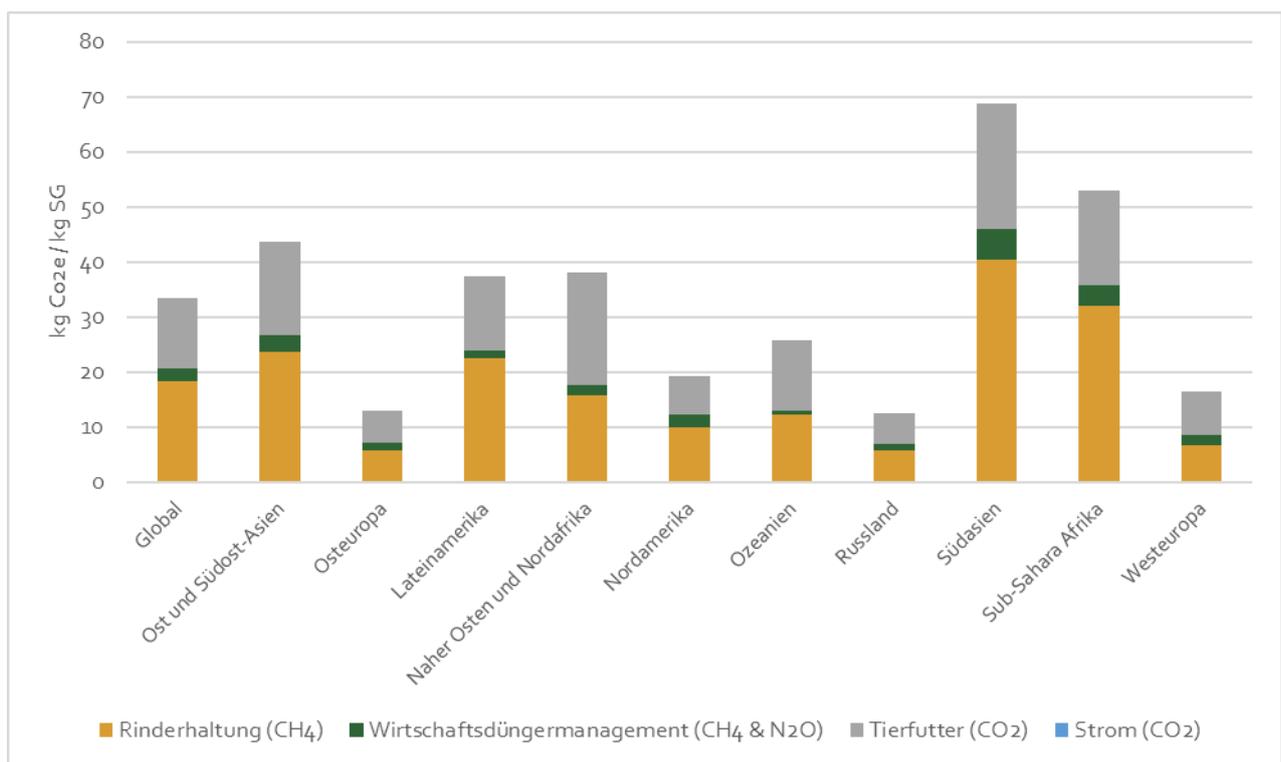
Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

Abbildung 10: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Europa



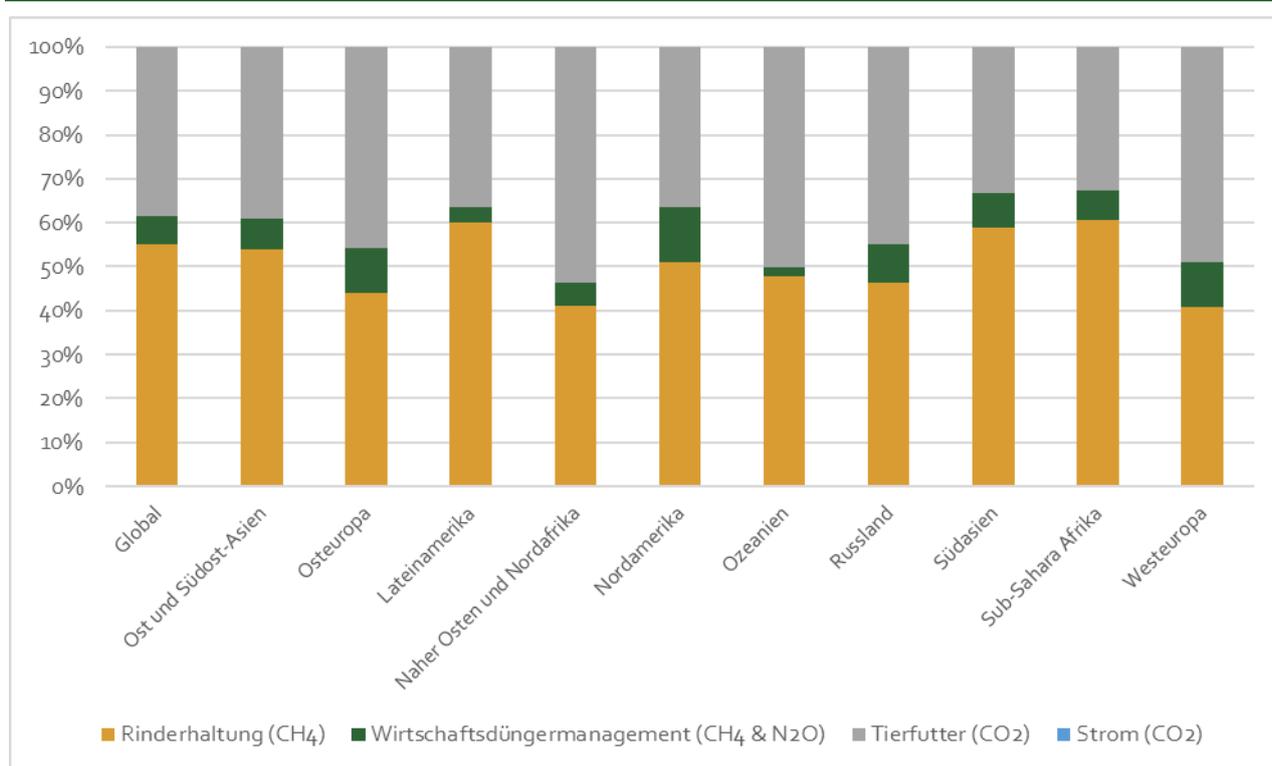
Quellen: siehe X-Achse; CFP bezieht sich auf kg CO₂e / kg SG, „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

Abbildung 11: Vergleich von Rindfleisch-CFP aus Weltregionen



Quelle: FAO (2017); CFP bezieht sich auf „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

Abbildung 12: Anteil der THG-Quellen am Rindfleisch-CFP aus Weltregionen



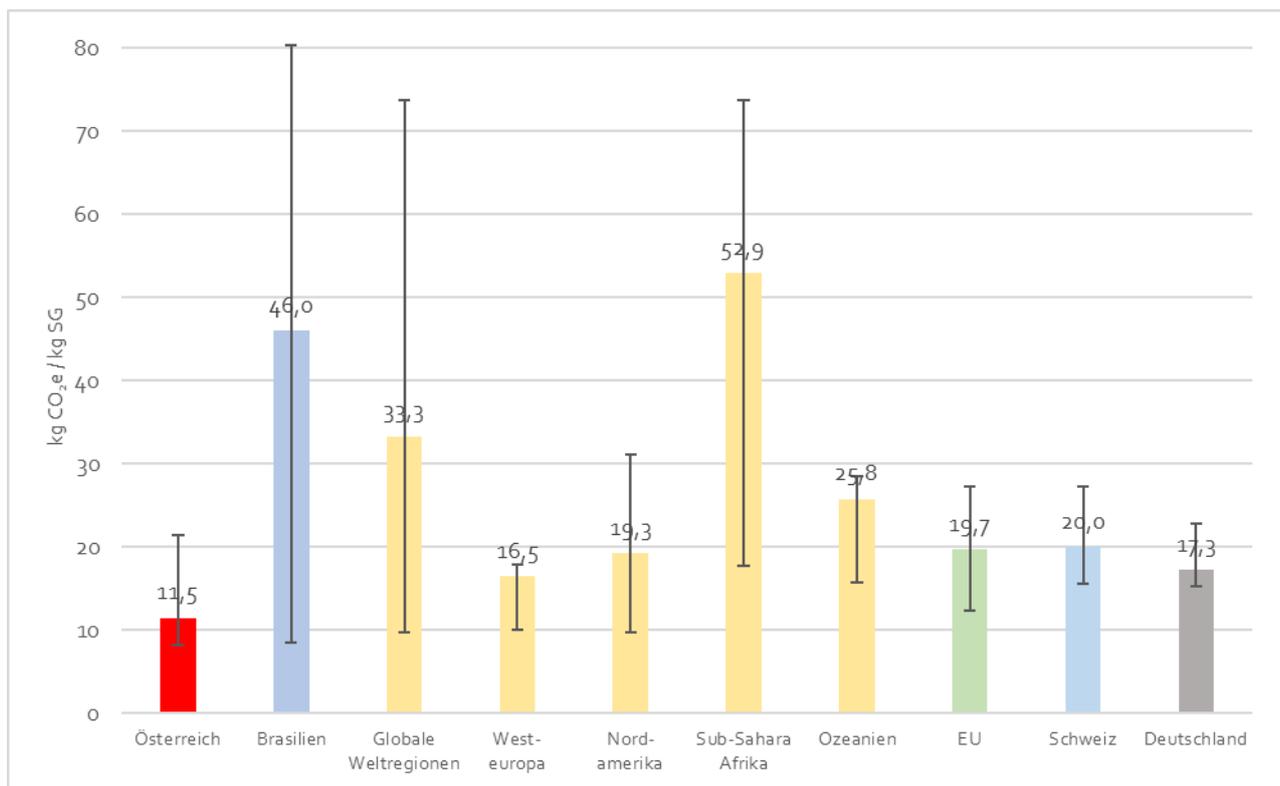
Quelle: FAO (2017); CFP bezieht sich auf kg CO₂e / kg SG, „cradle-to-farm gate“ ohne LULUC

5.4. Zusammenfassender Vergleich

Die vorherigen Abschnitte haben die große Bandbreite an Rindfleisch-CFP aufgezeigt. Abgesehen von unterschiedlichen Datengrundlagen und Systemgrenzen gehen diese Bandbreiten auch auf hohe regionale Unterschiede und die Vielfalt an Produktionssystemen zurück, die es für die Rindfleischproduktion gibt. Das verdeutlicht auch, dass es den einen CFP-Wert nicht gibt und man immer mit Bandbreiten arbeiten sollte (Peters et al., 2010).

Abbildung 13 (sowie Abbildung 15 im Appendix) verdeutlichen, dass auch unter Hinzunahme von Unsicherheitsbandbreiten, die sich auf Grund der hier untersuchten Studien, unterschiedlicher Produktionssysteme und/oder regionaler Unterschiede ergeben, der österreichische CFP für die Systemgrenze „cradle-to-farm gate“ mit und ohne Berücksichtigung von LULUC einen im globalen und europäischen Vergleich sehr niedrigen Wert aufweist. Der höchste Wert für Österreich (21,4 – Jungrind von der Mutterkuh; siehe auch Tabelle 9) liegt zwar über den niedrigsten Werten aller hier aufgezeigten Regionen, jedoch macht diese Kategorie nur einen kleinen Bruchteil der österreichischen Rindfleischproduktion aus. Nimmt man einen nach dem Anteil der Produktionssysteme gewichteten Mittelwert von Hörtenhuber und Zollitsch (2020a) als Ausgangspunkt (ca. 11,5), so liegt dieser meist um den niedrigsten Wert aller anderen Regionen. Auf Basis dieser Datenlage lässt sich eine robuste Aussage tätigen: nämlich, dass der durchschnittliche Rindfleisch-CFP in Österreich für die Systemgrenze „cradle-to-farm gate“ mit und ohne Berücksichtigung von LULUC im Vergleich mit anderen durchschnittlichen Länderwerten mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit am unteren Ende anzusiedeln ist.

Abbildung 13: Ländervergleich von Rindfleisch-CFP (ohne LULUC) mit Unsicherheitsbandbreite



Quellen: Der Referenzwert für Österreich basiert auf einem gewichtete Mittelwert der Produktionssysteme in Hörtenhuber und Zollitsch (2020a). Österreich inkludiert Unsicherheitsbandbreiten auf Grund von unterschiedlichen Studien sowie Produktionssystemen (eigene Berechnungen, Hörtenhuber and Zollitsch, 2020a; Kral, 2011) und regionalen Unterschieden (Leip et al., 2010). Der Referenzwert für Brasilien basiert auf Gewichtungen der Studie von Cardoso et al. (2016). Brasilien inkludiert ebenfalls Unsicherheitsbandbreiten auf Grund von unterschiedlichen Studien, Produktionssystemen und regionalen Unterschieden (Alig et al., 2012; Cardoso et al., 2016; Cederberg et al., 2011; Cerri et al., 2016; Leip et al., 2010; Ruviano et al., 2015). Die Referenzwerte für globale Weltregionen, Westeuropa, Nordamerika, Sub-Sahara Afrika und Ozeanien sowie deren Unsicherheitsbandbreiten basieren auf einer FAO-Studie (FAO, 2017) und umfassen Unterschiede in Produktionssystemen sowie auch Regionen für „Globale Weltregionen“. Der Referenzwert für die EU bezieht sich auf Leip et al. (2010). Die Unsicherheiten für die EU basieren auf zwei Studien und umfassen sowohl regionale Unterschiede auf NUTS2-Ebene (Leip et al., 2010) als auch unterschiedliche Produktionssysteme (Nguyen et al., 2010). Die Unsicherheitsbandbreite der Schweiz bezieht sich auf unterschiedliche Produktionssysteme in Alig et al. (2012). Die Unsicherheitsbandbreite für Deutschland bezieht sich auf zwei Studien (Alig et al., 2012; Leip et al., 2010) und beinhaltet regionale Bandbreiten (Leip et al., 2010). Der Referenzwert für Deutschland bezieht sich auf Leip et al. (2010).

6. Mögliche Maßnahmen für den Klimaschutz

Wie in der Einleitung erwähnt müssen auch in der Landwirtschaft Maßnahmen getätigt werden, um die teils unvermeidbaren THGE in der Lebensmittelproduktion auf ein Minimum zu reduzieren. In letzter Konsequenz wird dies auch bedeuten, den Fleischkonsum in Ländern mit hohem Pro-Kopf-Konsum, und das schließt Österreich mit ein, signifikant zu reduzieren (IPCC, 2019; Pieper et al., 2020), da Rindfleisch im Durchschnitt das Lebensmittelprodukt mit dem höchsten CFP ist (siehe Figure 3 in Gerber et al., 2013). Das bedeutet aber nicht, dass die Rindfleischproduktion ganz eingestellt werden muss oder soll. Im Sinne einer ganzheitlichen nachhaltigen Bewertung müssen, neben weiteren möglichen negativen Auswirkungen der Rinderhaltung (wie z. B. Wasserverbrauch und -verschmutzung, Luftverschmutzung), auch positive Auswirkungen mitberücksichtigt werden, besonders:

1. Der Beitrag der Rinderhaltung für die regionale Entwicklung (Burton et al., 2008; OECD, 2021; Wreford et al., 2017)
2. Der Beitrag der Rinderhaltung für die Verwertung von für Menschen nicht verdaubarer Biomasse und die Bereitstellung von wertvollen Proteinen dadurch (Mottet et al., 2017)
3. Der Beitrag extensiver Weide-Rinderhaltung für die Biodiversität und Erhalt von Kulturlandschaften (Ailig et al., 2012; Leip et al., 2010)

Wie so oft in der Landwirtschaft ist die Entscheidung wie viel, welche und wo Produktion (in diesem Fall: Rinderhaltung) betrieben werden soll, eine multi-kriterielle, die nicht pauschal beantwortet werden kann. Die drei genannten Kriterien können für die österreichische Landwirtschaft bejaht werden. Österreich-spezifische Studien zeigen auf, dass Rinderhaltung zur regionalen Entwicklung beiträgt (Sinabell et al., 2019), zum Großteil für Menschen nicht verdaubare Biomasse verwertet (Ertl et al., 2016, 2015) und mit extensiver Weidbewirtschaftung zum Erhalt biodiversitätsreicher Kulturlandschaft beiträgt (Umweltbundesamt, 2019).

Im globalen Kontext scheint Rindfleisch aus Österreich einen Vorteil im Klimaschutz zu besitzen, da dieses einen im Vergleich sehr niedrigen CFP ausweist (siehe Abschnitt 5.4). In einem hypothetischen Szenario würde die Substitution von Rindfleisch in ausgewählten Regionen durch österreichisches Rindfleisch zu erheblichen Einsparungen führen, wenn man Durchschnittswerte heranzieht: Von 30 % im Vergleich zu Westeuropa, über 75 % im Vergleich zu Brasilien bis zu fast 80 % im Vergleich zu Sub-Sahara Afrika (siehe Tabelle 11). Berücksichtigt man jedoch die Minimal- und Maximalwerte sieht man, dass der höchste CFP Wert in Österreich sehr wohl über allen Minimalwerten in anderen Regionen liegt. Da bei den Minimal- und Maximalwerten jedoch hohe Ausreißer auf Grund von betriebsspezifischen Eigenschaften oder speziellen Produktionssystemen auftreten können, eignen sich diese eher nicht für einen robusten Ländervergleich.

6.1. Spezifische Substitutionsszenarien

Wird Rindfleisch mit hohem CFP nach Österreich importiert, so erhöht dies die globale THG-Bilanz im Vergleich zu einem Fall, in dem das Rindfleisch in Österreich produziert und verkauft worden wäre. Umgekehrtes gilt auch für den Export: Exportiert Österreich Rindfleisch mit niedrigem CFP in ein Land mit hohem CFP, so könnten global gesehen THGE eingespart werden – im Vergleich zu einem Fall, in dem das Rindfleisch im Importland selbst produziert und verkauft worden wäre. Anhand von Handelsdaten aus EU-ROSTAT (2021) und den in Abschnitt 5 ermittelten CFP kann man diese Effekte errechnen. Tabelle 12 weist diese Berechnungen für den Exporte, Importe und auch den Nettoeffekt aus.

Bei den Werten in Tabelle 12 muss unbedingt angemerkt werden, dass diese keine nachgelagerten THGE berücksichtigen, d. h. die Transportemissionen zwischen den Handelsländern. Die Berücksichtigung solcher Emissionen trägt zwar meist nur einen kleinen Teil zum gesamten CFP bei, kann aber gerade bei geringen Unterschieden, wie zu Österreichs wichtigen Handelspartner Deutschland oder Niederlande einen entscheidenden Unterschied ausmachen. Weiters ist nicht klar, ob es sich bei Importen aus den Niederlanden tatsächlich um Rindfleisch handelt, das in den Niederlanden produziert wurde, oder dort über den Hafen Rotterdam aus Übersee importiert, verarbeitet und dann exportiert worden ist (gleiches gilt natürlich auch für Exporte in die Niederlande). In diesem Fall müssten CFP für Importe aus den Niederlanden wohl höher angesetzt werden, was sich positiver auf die Einsparungspotentiale auswirken würde.

Tabelle 12: Substitutionsszenarien – THG-Effekt durch Handel in kt CO₂e – ohne nachgelagerte THGE

Angewandte CFP Werte	Exporteffekt		Importeffekt		Nettoeffekt	
	Ohne LULUC	Mit LULUC	Ohne LULUC	Mit LULUC	Ohne LULUC	Mit LULUC
Min(A)-Max(Ö) (Andere Länder Minimalwert – Österreich Maximalwert)	800	513	-337	-171	462	342
Minimalwerte	-873	-1.160	425	592	-448	-568
Durchschnittswert (Österreich: eigen)	-759	-1.197	328	572	-431	-625
Durchschnittswert (Österreich: Leip et al., 2010)	-93	-710	25	350	-69	-360
Maximalwerte	-107	-642	-20	215	-127	-426
Max(A)-Min(Ö) (Andere Länder Maximalwert – Österreich Minimalwert)	-1.779	-2.314	742	978	-1.037	-1.336

Exporteffekt: Wie hoch ist der THG-Effekt durch Exporte von österreichischem Rindfleisch und Substitution heimischer Produktion in den Importländern?

Österreich exportiert sein Rindfleisch v. a. nach Deutschland (38 %), in die Niederlande (15 %), nach Italien (9 %), Ungarn (7 %), Frankreich (5 %), die Schweiz (4 %), Nordmazedonien (4 %) und Kroatien (4 %). Unter Berücksichtigung der in Abschnitt 5 ermittelten Bandbreiten für Rindfleisch-CFP ergibt sich, ohne Berücksichtigung von extremen Min-Max-Szenarien, ein Einsparungspotential von 93 bis 873 kt CO₂e ohne LULUC sowie 642 bis 1,197 kt CO₂e mit LULUC (siehe Tabelle 12). Je nach Annahmen ist dieses Potential also gering bis hoch. Die niedrigen Werte ergeben sich v. a. durch die, je nach Annahmen, kleinen Unterschiede zu den Hauptexportländern Österreichs.

Importeffekt: Wie hoch ist der THG-Effekt durch Importe von ausländischem Rindfleisch und Substitution heimischer Produktion in Österreich?

Auf der Importseite zeigt sich, dass Österreich einen Großteil des Rindfleisches (gemessen in kg Schlachtgewicht) aus Deutschland (42 %), den Niederlanden (20%), aus Polen (19 %) und Ungarn (6 %) bezieht. Unter Berücksichtigung der in Abschnitt 5 ermittelten Bandbreiten für Rindfleisch-CFP ergeben sich hier Änderungen der THGE von -20 kt CO₂e bis zu +425 t CO₂e ohne LULUC und von +215 bis +592 kt CO₂e mit LULUC (siehe Tabelle 12). Je nach Annahmen kann es für die globale Klimabilanz also

auch vorteilhaft sein, Rindfleisch nach Österreich zu importieren. Im Mittel ergibt sich aber eindeutig ein Anstieg an THGE.

Nettoeffekt: Wie viel kt CO₂e wird tatsächlich eingespart, wenn man sowohl Export- als auch Importeffekte berücksichtigt?

Letztendlich lässt sich auch der derzeitige Netto-Klimabilanz-Effekt der österreichischen Rindfleischproduktion aufzeigen, in dem man den Effekt der Exporte vom Effekt der Importe abzieht. Hier lässt sich aufzeigen, dass ohne österreichische Handelsströme von Rindfleisch (Exporte in andere Länder, als auch Importe aus anderen Ländern), die globalen THGE um 69 bis 448 kt CO₂e (ohne LULUC) bzw. 360 bis 625 kt CO₂e (mit LULUC) steigen würden.

Dieses Gedankenspiel soll aufzeigen, dass österreichisches Rindfleisch unter Betrachtung der globalen THGE zurzeit einen Wettbewerbsvorteil besitzt, besonders wenn man die sozialen Kosten von THGE im Rindfleischpreis berücksichtigen würde.

Wie viel globaler Rindfleischkonsum sich insgesamt mit dem Pariser Klimaziel vereinbaren lässt und inwiefern Österreich seine Rindfleischproduktion ausweiten könnte, um klimaineffizientes Rindfleisch aus anderen Ländern zu substituieren, kann in dieser Studie nicht eruiert werden. Es gilt aber als wahrscheinlich, dass der Ausweitung Grenzen gesetzt sind, v. a. auf Basis von vorhandenen Grünlandflächen und da der derzeitige Versorgungsgrad mit Rindfleisch schon bei 143 % liegt (Statistik Austria, 2020). Das verstärkt das erwähnte Argument, unbedingt auch weitere Klimaschutzmaßnahmen zu ergreifen. Im Sinne der Resilienz würde es zudem Sinn machen, die klima-effizienten Produktionssysteme in Österreich, wo möglich, in andere Länder zu exportieren. Gerber et al. (2013) zeigen auf, dass die Übernahme der klimaeffizientesten Produktionssysteme in vielen Regionen hohe Einsparungspotentiale besitzt. Welche weiteren technischen Maßnahmen gesetzt werden könnten, wird im nächsten Abschnitt kurz erörtert.

6.2. Spezifische technische Klimaschutzmaßnahmen

In der Literatur finden sich eine Vielzahl an Maßnahmen, die eine Reduktion von THGE in der Rinderhaltung bewirken können. Die meisten davon zielen auf eine Erhöhung der Effizienz und damit Reduktion der THGE aus der enterogenen Fermentation ab sowie auf Verbesserungen im Wirtschaftsdüngermanagement. Leip et al. (2010) sehen für technische Klimaschutzmaßnahmen ein Einsparungspotential von 15 – 19 %, das jedoch mit hohen Unsicherheiten behaftet ist (regionale Gegebenheiten, wenige Maßnahmen bis jetzt robust quantifiziert). Generell gilt es auch, die komplexen Interaktionen zwischen den unterschiedlichen THG-Quellen zu berücksichtigen. So kann man die enterogene Fermentation durch Erhöhung des Kraftfutteranteils reduzieren, dafür steigen damit die THGE aus der Futtermittelbereitstellung, besonders wenn es dabei zu LUC kommt (Hörtenhuber et al., 2010). Hier eine Liste an möglichen Klimaschutzmaßnahmen aus der Literatur:

Effizientere Futterbereitstellung / Bodenemissionen:

- Präzisionslandwirtschaft, Reduktion Mineraldüngereinsatz (Hörtenhuber et al., 2010; Leip et al., 2015)
- Nitrifizierungsinhibitoren (Leip et al., 2010)
- Reduzierte Bodenbearbeitung auf Dauergrünland (Leip et al., 2010)
- Bodennahe Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Leip et al., 2010)
- Vermehrte Nutzung von Abfällen und Nebenprodukten (Hörtenhuber and Zollitsch, 2020b)
- Substitution von Sojaschrot mit regional produzierter Protein-reichen Futtermitteln → Einsparungspotential von 42 % in den Futtermittellemissionen (Hörtenhuber et al., 2011)

Enterogene Fermentation

- Verbesserungen in den Futterrationen (Alig et al., 2012; Leip et al., 2015)
 - Erhöhte Energiedichte → Einsparungspotential von ca. 7 % in der enterogenen Fermentation (bei Milchkühen), aber Trade-off mit LULUC, die steigen können, und Gesundheitsaspekten (Hörtenhuber et al., 2010)
 - Erhöhung des Nährstoffgehalts des Grundfutters → Einsparungspotential von ca. 1,5 % des Milch-CFP bei Milchkühen (Hörtenhuber et al., 2010)
- Trade-off zwischen Reduktion enterogener Fermentation und Bodenemissionen (Kraftfutterbereitstellung) (Leip et al., 2010)
- Verzicht auf Sojaschrot (besonders Importe aus Südamerika) (Alig et al., 2012)
- Additive für die Veränderung der Darmflora (Gerber et al., 2013; Leip et al., 2010), experimentell aber mit tlw. hohem Potential von bis zu -30 % (Lewis et al., 2013)
- Züchtungsprogramme, die Methanemissionen reduzieren (Leip et al., 2010)
 - In Irland und der Schweiz gibt es solche Züchtungsprogramme schon, deren Ergebnis ist aber noch offen (OECD, 2021)

Verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement

- Erhöhte Strohbeigabe (Leip et al., 2010)
 - Einsparungspotential bei Milchkühen in Österreich von ca. 0,9 % des Milch-CFP (Hörtenhuber et al., 2010)
- Separierung und Belüftung von Gülle
 - Einsparungspotential von ca. 1,8 % (Hörtenhuber et al., 2010)
- Mehr Weidezeit → Kühe, die 10 % der Zeit auf der Weide verbringen, emittieren 2,4 % weniger THGE als Kühe, die das ganze Jahr im Stall stehen (Hörtenhuber et al., 2010)
- Kompakte und zugedeckte Lagerung von Wirtschaftsdünger (Leip et al., 2010)
- Biogasproduktion und anaerobe Gärung → hohes Potential von bis zu -30 % THGE aus Wirtschaftsdüngermanagement (Gerber et al., 2013; Leip et al., 2010) → würden den Rindfleisch-CFP um ca. 20 % reduzieren
 - Bei Milchkühen Einsparungspotential von 5 % des Milch-CFP, bei Berücksichtigung von Substitution von Naturgas Erhöhung auf 7 % (Hörtenhuber et al., 2010)

Die meisten dieser Maßnahmen, v. a. die Emissionen aus der Rinderhaltung und dem Wirtschaftsdüngermanagement, werden sich auch in den Emissionsdaten der österreichischen THG-Inventur (OLI, 2012) niederschlagen. Jedoch würden nicht alle Emissionen dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet. Setzt man zum Beispiel, wie am Ende von Abschnitt 4.2 angesprochen, auf vertikale Kooperation, um Transportemissionen einzusparen und kein Sojaschrot aus Brasilien zu importieren, hätte das folgende Auswirkungen: Der Rückgang im Transport würde die Emissionen im Sektor Verkehr senken (sowohl in Österreich als auch im Ausland). Der Verzicht von Sojaschrot würde sich positiv auf die globalen THG-Emissionen auswirken, aber kaum Auswirkungen für die Emissionen der Landwirtschaft in Österreich haben (außer den Anbau von Eiweißfuttermittelproduktion in Österreich wirkt sich signifikant auf die Düngeremissionen aus). Das verdeutlicht, dass es für die Erreichung der Pariser Klimaschutzziele wichtig ist, nicht nur die produktionsbasierten THGE, sondern auch die konsumbasierten THGE (=CFP) zu betrachten (siehe dazu auch Abschnitt 1).

7. Zweiter ExpertInnen-Stakeholder-Workshops – Evaluierung und Klimaschutzmaßnahmen

Am 25. Februar 2021 fand der zweite Stakeholderworkshop mit RepräsentantInnen entlang der Verarbeitungskette statt. Es wurden im Vorfeld 19 Personen kontaktiert und eingeladen, 13 Personen nahmen dann tatsächlich an dem Workshop teil (ProjektmitarbeiterInnen wurden nicht miteingerechnet). Dabei waren ein Teilnehmer dem Bereich Züchtung & Haltung, zwei dem Bereich Verarbeitung, drei dem Bereich Vermarktung und einer dem Bereich Handel sowie drei dem Bereich Wissenschaft und drei dem Bereich Interessenvertretung sowie einer dem Bereich Verwaltung zuzurechnen (eine Doppelzählung Verarbeitung/Interessenvertretung).

7.1. Ziele

Der zweistündige Workshop stellte die Zwischenergebnisse aus dem Teilprojekt Klimabilanz vor und diente der Diskussion der gewonnenen Erkenntnisse und Schlussfolgerungen. Einerseits sollten die bisherigen Projektergebnisse aus der Perspektiven der Stakeholder gespiegelt und validiert werden. Andererseits war es Ziel, aus der Sicht der PraktikerInnen entlang der Wertschöpfungskette zu erörtern, welche im wissenschaftlichen Diskurs diskutierten Reduktionspotenziale in der Praxis der österreichischen Rinderhaltung das höchste Realisierungspotenzial haben. Der Workshop fand – wie auch der erste – aufgrund der COVID-Pandemie-Situation virtuell statt.

7.2. Methode

Die bisherigen Ergebnisse wurden durch die Studienverantwortlichen des Projektteils präsentiert. Es konnten laufend Fragen gestellt und Anmerkungen gemacht werden. Aufgrund des Formats entwickelte sich eine lebhaftige Debatte, die weitgehende Übereinstimmungen zeigte. Im Anschluss wurden sechs Maßnahmenbündel durch die TeilnehmerInnen nach der Umsetzungswahrscheinlichkeit der Maßnahme priorisiert (mit Mentimeter konnte individuell eine Reihung vorgegebener Maßnahmenbündel vorgenommen werden) und im Plenum kommentiert und diskutiert. Hierbei wurden unterschiedliche Schwerpunktsetzungen durch die TeilnehmerInnen deutlich.

7.3. Wichtigste Erkenntnisse

Die Ergebnisse der Berechnungen und der CFP-Vergleich wurden von den ExpertInnen als valide empfunden und entsprachen den Erfahrungen sowohl aus der Wissenschaft als auch aus der Praxis. Folgende, teils widersprüchliche, Anmerkungen wurde dazu gemacht:

- Es sollten vor allem haltbare Dimensionen hergezeigt werden.
- Es soll auf die spezifische Situation hingewiesen werden, z. B. die Verfügbarkeit von Nebenprodukten aus der Produktion von Agrartreibstoffen.
- Die Konkurrenz zu anderen Fleischsorten sollte im Zuge der Klimaeffizienz berücksichtigt werden.
- Wenn die Rindfleischproduktion in Österreich trotz Klimakrise eine Daseinsberechtigung hat, sollte man das den LandwirtInnen auch mitteilen.
- Die österreichische Rindfleischproduktion kann laut diesen Ergebnissen einen wertvollen Beitrag zur Lösung des Klimaproblems bieten, aber es ist dennoch etliches zu tun.
- Das Thema „Klimaneutralität“ bekommt im Lebensmittelhandel immer mehr Gewicht.
- Diskussion Nachhaltigkeit:

- Es sollte verstärkt auf alle drei Aspekte der Nachhaltigkeit eingegangen werden und nicht zu sehr nur auf den Klimaeffekt, v. a. der Beitrag von Wiederkäuern zur Welternährung
- Klimaschutz hat die höchste Priorität → der gute österreichische CFP sollte als Argument in der Debatte um Carbon Border Adjustments im Rahmen des Green Deal und für Strategieüberlegungen in Zusammenhang mit dem Mercosur-Abkommen verwendet werden.
- Man soll nicht bei Klimaschutz stehen bleiben und v. a. auch Biodiversität und Tierwohl mitdenken. Intensive Mastbetriebe zeichnen sich durch geringes Tierwohl und wenig Resilienz aus. Hier wird es auch zum Einsatz von für Menschen verdaubaren Futtermitteln kommen. Wasser ist zwar in Österreich kein Problem, sollte es aber zum Import von Futtermitteln aus Trockenregionen kommen, müsste dies auch mitberücksichtigt werden.
- Eine gute Klimabilanz erlaubt mehr Spielraum bei anderen Nachhaltigkeitsthemen.

Die präsentierten Klimaschutzmaßnahmen (siehe Abschnitt 6.2) wurden in einer anonymen Umfrage während des Workshops folgendermaßen gereiht:

1. Vertikale Kooperation (kurze Wege, regionales Kraftfutter)
2. Verbesserung Futterqualität
3. Verbesserung Wirtschaftsdüngermanagement
4. Züchtungsprogramme
5. Futtermittelzusatzstoffe
6. Anaerobe Gärung des Wirtschaftsdünger für die Biogasproduktion

Abbildung 14 Stakeholder-Umfrage zu Klimaschutzmaßnahmen



Daraus ergaben sich noch sehr spezifische Diskussionen:

- **Generell:**
 - Experten aus den Naturwissenschaften schätzen die generelle Einsparungsbandbreite aller Klimaschutzmaßnahmen auf 5–10 %. Ein reines Addieren der in Abschnitt 6.2 genannten Werte ist auf Grund der vielen Wechselwirkungen nicht möglich. So kann z. B., im

Sinne einer Kreislaufwirtschaft, nicht der gesamte Wirtschaftsdünger zu Biogas umgewandelt werden.

- Die neue THG-Inventur wird in Zukunft die Emissionen aus der Fütterung besser abbilden.
- Der Markt muss Veränderungen auch mittragen (wenn z. B. junges zartes Rindfleisch von den KonsumentInnen gewollt ist → sticht sich mit der Weidewirtschaft).

- **Vertikale Kooperation:**

- Regionaler Fokus ist richtig und gut, aber in der Praxis oft nicht umgesetzt.
- Es benötigt dafür wohl auch Konsumpatrioten; Beispiel: Gourmetrindfleisch im Gastrosupermarkt kommt aus Übersee.
- Man sollte den Regionalitätszeitgeist nutzen.
- Ersatz Sojaschrot aus Brasilien durch regionale Eiweißversorgung:
 - Potential für regionale Eiweißversorgung ist da.
 - Einsparungspotential wurde hier von Teilnehmern aus der Wissenschaft und aus der Nutztierhaltung zwischen 30 % bis 75 % geschätzt, natürlich abhängig vom Anteil des Sojaschrots, der in der Fütterung eingesetzt wird.
 - Der Anteil der Eiweißversorgung aus Brasilien für die österreichische Rindfleischproduktion wird von ExpertInnen unterschiedliche eingeschätzt (bis zu ¼ an der gesamten Eiweißversorgung). Ein Problem ist hier auch die fehlende Kennzeichnung von Soja aus Übersee (z. B. ob er aus Nord- oder Südamerika kommt).
 - Aus Nutztier-wissenschaftlicher Sicht ist der Einsatz von Soja in der Rindermast nicht notwendig, auch wenn das aus praktischen Gründen nachvollziehbar ist (Nährstoffkonstanz). Mischfutterrationen können ähnliches bieten, hier sollte auf Synergien mit Mischfutterherstellern gesetzt werden.
 - Soja wird ein großes Thema bleiben, es benötigt dafür dann auch lokal Verarbeiter.

- **Verbesserung Futterqualität**

- Aus Sicht der Nutztierwissenschaftler gibt es hier
 - ein großes Problem, nämlich den Trade-Off zur Biodiversität (mehr Schnitte im Grünland notwendig);
 - im Mastbetrieb kein Potential mehr.
- Aus Sicht der PraktikerInnen gibt es hier
 - keine großen Reserven, die großen Blöcke sind ausgereizt.

- **Verbesserung Wirtschaftsdüngermanagement**

- Landwirtschaftskammer, Umweltbundesamt und BMK arbeiten aktuell an der Umsetzung des Ammoniakreduktionspfades, v. a.: Anhebung bodennahe Gülleausbringung und Investitionsförderungen (z. B. Abdeckung Güllegruben)

- **Züchtungsprogramme**

- Hier liegt der Schwerpunkt auf der Effizienzverbesserung unter der umfassenden Berücksichtigung der Parameter Leistung, Tierwohl, Langlebigkeit, Ressourcenschonung und Emissionsreduktion

- **Futtermittelzusatzstoff**

- Hohes Potential (bis zu 30 %) nur mit synthetischen Zusatzstoffen möglich,
 - hier gibt es aber noch große Skepsis bzgl. der Wirkung auf die Gesundheit und Produktivität;
 - benötigt auch eine systemische Betrachtung, weil dadurch auch der Anteil der Kohlenhydrate im Wirtschaftsdünger steigt.

- Phyto gene (also pflanzliche) Zusatzstoffe haben nur wenig Potential (einstelliger Prozentbereich) und wirken oft nur kurzfristig, weil sich die Pansenmikroben darauf einstellen können.

Zudem konnte durch die TeilnehmerInnen eine Liste von zurzeit laufenden Forschungsprojekten gesammelt werden, die sich mit Klimaschutz in der Rinderhaltungen auseinandersetzen:

Tabelle 12: Durch Stakeholder genannte aktuelle Forschungsprojekte im Themenfeld Klimaschutz in der Rinderhaltungen (laufend bzw. Abschluss längstens vor sechs Monaten)

LeadautorIn	Organisation	Kontakt (Homepage oder E-Mail-Adresse)	Thema/Fragestellung (Stichworte)	Bemerkungen
Fritz, Christian	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	christian.fritz@raumberg-gumpenstein.at	Analyse der Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen	Bewertung einzelner Reduktionsmaßnahmen (laufend)
Gappmaier, Stefanie (vormals: Ferdinand Ringdorfer)	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	stefanie.gappmaier@raumberg-gumpenstein.at	Einfluss der Fütterung von Milchschaafen und -ziegen auf die Nährstoffeffizienz, Umweltwirkung und Wirtschaftlichkeit der Milchproduktion im Vergleich zur Milchkuh	laufend (Lebenszyklusanalysen verschiedener Produktionssysteme)
Gappmaier, Stefanie (vormals: Ferdinand Ringdorfer)	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	stefanie.gappmaier@raumberg-gumpenstein.at	Mastfähigkeit, Schlachtleistung und Fleischqualität von Nachkommen aus der Milchschaaf- und Milchziegenhaltung	laufend (Lebenszyklusanalysen verschiedener Produktionssysteme)
Guggenberger, Thomas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at	Ganzheitliche Ökoeffizienz als Methode zur Unterstützung der Milchwirtschaft	laufende Untersuchung mit Betriebsnetzen von 5 Molkereien in Österreich
Guggenberger, Thomas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at	Futterautarke Milcherzeugung im Berggebiet am Beispiel des Salzburger Lungau	Gestaltung von alternative, nachhaltigen Produktionskonzepten für das Berggebiet
Guggenberger, Thomas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at	Praktische Anwendung des Betriebsmanagement-Werkzeuges „FarmLife“ in der Modellregion „Bezirk Liezen“	Anwendungsstudie zur Nachhaltigkeitsbewertung im steirischen Ennstal
Guggenberger, Thomas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at	Wirkung einer Gabe von 100 g Zitronengras auf die Methan (CH ₄)-Konzentration in der Atemluft von Mastrindern	Feldversuch zur Prüfung eines natürlichen Futterzusatzes

Guggenberger, Thomas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at	Grundzüge einer standortgerechten Landwirtschaft	Basiskonzept zur Neugestaltung der konventionellen Landwirtschaft unter Berücksichtigung von gesellschaftlichen Zielen
Herndl, Markus	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at	Konzept und Kriterien zur Bewertung von Umweltauswirkungen bei der Anwendung von digitalen Technologien	Erweitertes Konzept zur Wirkung der Digitalisierung in der Landwirtschaft
Herndl, Markus	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at	Vergleich und Analyse der Synergien von Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertungen auf Milchviehbetrieben in Österreich	Methodenvergleich von Bewertungssystemen
Herndl, Markus	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at	Nährstoffflüsse und Umweltwirkungen einer kreislaufgebundenen Milchproduktion in einem extensiven Grünlandgebiet (Horizon 2020 project 773649-2 "Circular Agronomics")	Maßnahmen zur Kreislaufwirtschaft auf europäischem Niveau
Herndl, Markus	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at	Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich	Methodenentwicklung zur Emissionsbewertung am Einzelbetrieb (FarmLife)
Hörtenhuber, Stefan	Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Institut für Nutztierwissenschaften	stefan.hoertenhuber@boku.ac.at	Minderungspotenziale zu Treibhausgas- und Luftschadstoff-Emissionen aus der Nutztierhaltung unter besonderer Berücksichtigung ernährungsbezogener Faktoren (MiNutE)	laufend, bis Ende 2021; https://www.dafne.at/dafne_plus_homepage/index.php?section=dafneplus&content=result&come_from=simple&p1=minute&p2=&opr=&ck1=&ck2=&project_id=3787
Ofner-Schröck, Elfriede	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	elfriede.ofnerschroek@raumberg-gumpenstein.at	Tierwohl- und Emissionspotenzial-Bewertung von innovativen Haltungssystemen auf Milchviehbetrieben im Berggebiet (Projekt "Berg-Milchvieh" in EIP-AGRI)	Beziehung zwischen Tierwohl und den Emissionen aus der Tierhaltung
Pöllinger-Zierler, Alfred	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Evaluierung und Umsetzung von Maßnahmen in der Landwirtschaft zur Erreichung der NEC Ziele 2030	laufend - bis 04/2021
Pöllinger-Zierler, Alfred	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Güllezusätze und deren Emissionsminderungspotenzial	laufend - bis 05/2022
Pöllinger-Zierler, Alfred	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Ammosafe- Güllestripping um Ammoniakemissionen zu reduzieren	laufend - bis 03/2022

Pöllinger-Zierler, Alfred	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Arbeitszeit und Kosten verschiedener Ausbringungsverfahren. Praxishandbuch Organische Düngung; effizient und nachhaltig	Publikation
Pöllinger-Zierler, Alfred	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Spezielle Anforderungen an die Gülleausbringtechnik im Bergland. Praxishandbuch Organische Düngung; effizient und nachhaltig	Publikation
Pöllinger-Zierler, Alfred, et al.	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	alfred.poellinger-zierler@raumberg-gumpenstein.at	Stallfußböden für Rinder	ÖKL-Baumerkblatt
Steinwider, Andreas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	andreas.steinwider@raumberg-gumpenstein.at	Farm4More LIFE Projekt: 1) Gewinnung von Protein (Aminosäurenkonzentrat) für Monogastrier aus Kleegrassilage und Verfütterung des Presskuchens daraus an Wiederkäuer. 2) Einsatz von Futterkohle zur Minimierung der Emissionen bei Rind und Geflügel	laufend - bis Mitte 2023 (Emissionsmessungen bei Futterkohleeinsatz)
Steinwider, Andreas	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	andreas.steinwider@raumberg-gumpenstein.at	Optimierung der Weidehaltung (Koppel-/Kurzasenweide)	laufend Versuche - jedoch keine Emissionsmessungen
Terler, Georg	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	georg.terler@raumberg-gumpenstein.at	Einfluss von Fütterung und Genotyp auf Methanproduktion sowie Energie- und Proteinstoffwechsel von Milchkühen	laufend - bis Juni 2021 (Emissionsmessungen in Respirationsskammern)
Terler, Georg	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	georg.terler@raumberg-gumpenstein.at	Effiziente Fütterung - Basis für eine wirtschaftliche und emissionsarme Viehhaltung	Publikation - Wintertagung 2019 - Grünland- und Viehwirtschaftstag
Terler, Georg	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	georg.terler@raumberg-gumpenstein.at	Wie können Methanemissionen von Rindern gesenkt werden?	Poster - Wintertagung 2020 - Grünland- und Viehwirtschaftstag
Terler, Georg	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	georg.terler@raumberg-gumpenstein.at	Methanemissionen von österreichischen Milchkühen: Wie groß ist der Einfluss von Genotyp und Kraftfutterniveau?	Publikation - Viehwirtschaftliche Fachtagung 2021
Terler, Georg (vormals: Leonhard Gruber)	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	georg.terler@raumberg-gumpenstein.at	Einfluss der Nutzungsrichtung und Lebendmasse von Milchkühen auf die Nährstoffeffizienz, Umweltwirkung und Wirtschaftlichkeit der Milchproduktion	laufend - bis März 2022 (Lebenszyklusanalysen verschiedener Produktionssysteme)

Velik, Margit	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	margit.velik@raumberg-gumpenstein.at	Milchbetonte Rindertypen in der Stiermast - Einfluss auf Leistungsvermögen, Fleischqualität, Effizienz, Wirtschaftlichkeit und Umweltwirkungen von 3 Holstein Genotypen und Fleckvieh	Dafne-Projekt Nr. 101068; Projektende 2021, Lebenszyklusanalyse eines Produktionssystems
Velik, Margit	HBLFA Raumberg-Gumpenstein	margit.velik@raumberg-gumpenstein.at	Mast von Kreuzungsrindern Milchrasse x Fleischerasse (Holstein x Angus) im Grünland	Projektstart Sommer 2021 - Projekt liefert einen Beitrag zur Rindfleischproduktion im Grünland mit sehr guter Futtereffizienz und Treibhausgasbilanz

Weitere (auch ältere) Studien finden sich in der Datenbank für Forschung zur Nachhaltigen Entwicklung DaFNE des BMLRT https://www.dafne.at/dafne_plus_homepage/index.php.

8. Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Diese Studie untersuchte mit Hilfe eigener THG-Fußabdruck-Berechnungen (CFP – Carbon Footprint), einer Literaturrecherche und Beteiligung von ExpertInnen die Klimawirkung der österreichischen Rindfleischproduktion und mögliche Hebel für technische Klimaschutzmaßnahmen.

Die eigenen CFP-Berechnungen zeigen einen Vorteil der heimischen Rindfleischproduktion gegenüber südamerikanischen Produktionssystemen, besonders wenn Transportemissionen berücksichtigt werden, d. h. pro kg Schlachtgewicht oder Rind ist der CO₂-Äquivalent-(CO₂e)-Gehalt von Rindfleisch in Österreich signifikant niedriger als in Südamerika. Der Literaturvergleich verdeutlicht dabei, dass Österreich nicht nur gegenüber südamerikanischen Ländern wie Brasilien, sondern auch im Vergleich mit europäischen Ländern und im globalen Durchschnitt einen sehr niedrigen CFP für Rindfleisch aufweist. Dieses Ergebnis scheint auch unter Berücksichtigung von vielen, jedoch nicht allen, Unsicherheiten zu bestehen. Da Österreich Netto-Exporteur von Rindfleisch ist, wirkt sich dies – im Vergleich zu einem hypothetischen Szenario ohne Handel – daher positiv auf die global Klimabilanz aus. Würde Österreich kein Rindfleisch exportieren und würden diese Exporte durch einheimische Produktion in den Importländern substituiert, würden die globalen Rindfleisch-THG-Emissionen (THGE) im Durchschnitt um 93 bis 1.197 kt CO₂e steigen, je nach Annahmen zu den länderspezifischen CFP und ob Landnutzung und Landnutzungsänderungen (LULUC) berücksichtigt werden oder nicht. Würde man die Kosten der THGE global oder in der EU in der Rindfleischproduktion berücksichtigen, so hätte die österreichische Landwirtschaft damit einen Wettbewerbsvorteil.

Für das Klimaziel, und um diese Vorreiterrolle nicht zu verlieren, sollten zudem Anstrengungen gesetzt werden, die THGE in der Rindfleischproduktion weiter zu reduzieren. Auf Basis vorhandener Forschungsarbeiten und der Einschätzung von ExpertInnen bieten sich dafür besonders folgende Maßnahmen an: (1) vertikale Kooperation, d. h. kurze Wege und Ersatz von Kraftfutterimporten (besonders Sojaschrot aus Brasilien) durch regionale Eiweißversorgung; (2) Verbesserung des Wirtschaftsdüngermanagements (z. B. bodennahe Gülleausbringung, Abdeckung Güllegruben, Beimischung Stroh, Erhöhung Weideanteil), (3) Züchtungsprogramme und (4) Biogasproduktion (anaerobe Vergärung von Wirtschaftsdünger). Gegenüber den Klimaschutzmaßnahmen (a) Verbesserung Futterqualität und (b) Futtermittelzusatzstoffe wurde von einigen Experten Skepsis eingebracht. Die Futterqualität ist schon sehr hoch und Emissionsreduktionen ohne Trade-Offs zu anderen Nachhaltigkeitsaspekten (z. B. Biodiversität) kaum erreichbar. Futtermittelzusatzstoffe sind noch experimentell und bewirken bis jetzt nur auf synthetischer, aber nicht pflanzlicher Basis langfristig substantielle Wirkung.

Um das Pariser Klimaziel zu erreichen, wird es am Ende eine substanzielle Reduktion des globalen Rindfleischkonsums benötigen. Diese Studie legt jedoch nahe, dass die österreichische Landwirtschaft für die verbleibende Nachfrage auf Grund ihrer derzeitigen Klimateffizienz einen wichtigen Beitrag leisten könnte, der noch weiter verbessert werden kann, sollten die oben genannten Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt werden. Im Sinne der Resilienz und Nachhaltigkeit ist das System Rindfleisch aber umfassend zu betrachten. Eine solch umfassende Beurteilung konnte in diesem Projekt leider nicht gemacht werden. Eine endgültige Entscheidung bzgl. Klimaschutzmaßnahmen für die Rindfleischproduktion sollte trotzdem unbedingt unter Berücksichtigung anderer Nachhaltigkeitsaspekte wie Biodiversität, Ernährungssicherheit, Tierwohl und regionaler Wohlfahrt getroffen werden.

9. Literaturverzeichnis

- Alig, M., Grandl, F., Mieleitner, J., Nemecek, T., Gaillard, G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. *Agroscope Reckenholz-Tänikon ART Zür.* 151.
- Anderl, M., Friedrich, A., Gangl, M., Haider, S., Köther, T., Kriech, M., Lampert, C., Mandl, N., Bradley, M., Pazdernik, K., Pfaff, G., Pinterits, M., Poupa, S., Purzner, M., Schieder, W., Schmid, C., Schmidt, G., Schodl, B., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Titz, M., Weiss, P., Wiesner, M., Zechmeister, A., 2020. Austria's National Inventory Report 2020 (No. REP-0724), Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Environment Agency Austria, Vienna.
- Bradshaw, C.J.A., Ehrlich, P.R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., Ehrlich, A.H., Harte, J., Harte, M.E., Pyke, G., Raven, P.H., Ripple, W.J., Saltré, F., Turnbull, C., Wackernagel, M., Blumstein, D.T., 2021. Underestimating the Challenges of Avoiding a Ghastly Future. *Front. Conserv. Sci.* 1. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2020.615419>
- Burton, R.J.F., Kuczera, C., Schwarz, G., 2008. Exploring Farmers' Cultural Resistance to Voluntary Agri-environmental Schemes. *Sociol. Rural.* 48, 16–37. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9523.2008.00452.x>
- Cardoso, A.S., Berndt, A., Leytem, A., Alves, B.J.R., de Carvalho, I. das N.O., de Barros Soares, L.H., Urquiaga, S., Boddey, R.M., 2016. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agric. Syst.* 143, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.12.007>
- Cederberg, C., Persson, U.M., Neovius, K., Molander, S., Clift, R., 2011. Including Carbon Emissions from Deforestation in the Carbon Footprint of Brazilian Beef. *Environ. Sci. Technol.* 45, 1773–1779. <https://doi.org/10.1021/es103240z>
- Cederberg, C., Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8, 350–356. <https://doi.org/10.1007/BF02978508>
- Cerri, C.C., Moreira, C.S., Alves, P.A., Raucci, G.S., de Almeida Castigioni, B., Mello, F.F.C., Cerri, D.G.P., Cerri, C.E.P., 2016. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. *J. Clean. Prod.* 112, 2593–2600. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.072>
- De Schutter, L., Bruckner, M., Giljum, S., 2015. ACHTUNG: HEISS UND FETTIG – KLIMA & ERNÄHRUNG IN ÖSTERREICH – Auswirkungen der österreichischen Ernährung auf das Klima. WWF, Wien.
- Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W., Zollitsch, W., 2015. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agric. Syst.* 137, 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004>
- Ertl, P., Knaus, W., Zollitsch, W., 2016. An approach to including protein quality when assessing the net contribution of livestock to human food supply. *animal* 10, 1883–1889. <https://doi.org/10.1017/S1751731116000902>
- EUROSTAT, 2021. EU Handel nach HS6 seit 1988. EUROSTAT.
- FAO, 2017. Global database of GHG emissions related to feed crops: A life cycle inventory. Version 1. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. FAO, Rome, Italy.
- GEMIS 4.9, 2021. GEMIS 4.9 - Gesamt Modell integrierter Systeme. Wien.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Faluccci, A., Tempio, G., 2013. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Hagedorn, K., 2011. Regionale Landwirtschaft im globalen Wandel, in: Hüttl, R.F., Emmermann, R., Germer, S., Naumann, M., Bens, O. (Eds.), *Globaler Wandel Und Regionale Entwicklung*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 86–92.
- Herrero, M., Havlík, P., Valin, H., Notenbaert, A., Rufino, M.C., Thornton, P.K., Blümmel, M., Weiss, F., Grace, D., Obersteiner, M., 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas

- emissions from global livestock systems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 20888–20893. <https://doi.org/10.1073/pnas.1308149110>
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zollitsch, W., 2010. Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems—model calculations considering the effects of land use change. *Renew. Agric. Food Syst.* 25, 316–329. <https://doi.org/10.1017/S1742170510000025>
- Hörtenhuber, S., Piringer, G., Zollitsch, W., Lindenthal, T., Winiwarter, W., 2014. Land use and land use change in agricultural life cycle assessments and carbon footprints - the case for regionally specific land use change versus other methods. *J. Clean. Prod., Towards eco-efficient agriculture and food systems: Selected papers from the Life Cycle Assessment (LCA) Food Conference, 2012, in Saint Malo, France* 73, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.027>
- Hörtenhuber, S., Zollitsch, W., 2020a. Klimawirkungen unterschiedlicher österreichischer Rindfleischproduktionssysteme (Endbericht). ARGE Rind, Wien.
- Hörtenhuber, S., Zollitsch, W., 2020b. Klimarelevanz der österreichischen Rindfleischerzeugung. *Rind Gewinnt* 10–12.
- Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Zollitsch, W., 2011. Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. *J. Sci. Food Agric.* 91, 1118–1127. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4293>
- Hörtenhuber, S.J., Theurl, M.C., Zollitsch, G.P. and W.J., 2018. Consequences from Land Use and Indirect/Direct Land Use Change for CO₂ Emissions Related to Agricultural Commodities. *Land Use - Assess. Past Envisioning Future.* <https://doi.org/10.5772/intechopen.80346>
- IPCC, 2019. IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems - Summary for Policy Makers. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Egglestone H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds.). IGES, Japan.
- Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Prettenthaler, F., Rüdissler, J., Schuppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes — The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecol. Econ.* 109, 161–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
- Kral, I., 2011. Treibhausgasemissionen von Rind- und Schweinefleisch entlang der Produktionskette Landwirtschaft bis Großküche unter besonderer Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Produktionsform (Master's Thesis). Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M.A., De Vries, W., Weiss, F., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environ. Res. Lett.* 10, 115004.
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) - Final Report (No. AGRO-). European Commission, Joint Research Centre (JRC).
- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Green, A., Warner, D.J., Stedman, A., Naseby, D., 2013. Review of substances/agents that have direct beneficial effect on the environment: mode of action and assessment of efficacy. *EFSA Support. Publ.* 10, 440E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2013.EN-440>
- Mitter, H., Schmid, E., 2019. Computing the economic value of climate information for water stress management exemplified by crop production in Austria. *Agric. Water Manag.* 221, 430–448. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.005>
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., Gerber, P., 2017. Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Glob. Food Secur., Food Security Governance in Latin America* 14, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001>

- Myhre, G., Shindell, D., Pongratz, J., 2014. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in: Stocker, T. (Ed.), *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis; Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 659–740.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Clean. Prod.* 18, 756–766. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.023>
- OECD, 2021. *Making Better Policies for Food Systems*.
- OLI, 2012. *Österreichische Luftschadstoffinventur - Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. Submissions under Decision 280/2004/EC*. Wien.
- Peters, G.M., Rowley, H.V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M.D., Schulz, M., 2010. Red Meat Production in Australia: Life Cycle Assessment and Comparison with Overseas Studies. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1327–1332. <https://doi.org/10.1021/es901131e>
- Pieper, M., Michalke, A., Gaugler, T., 2020. Calculation of external climate costs for food highlights inadequate pricing of animal products. *Nat. Commun.* 11, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19474-6>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Ruviaro, C.F., de Léis, C.M., Lampert, V. do N., Barcellos, J.O.J., Dewes, H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *J. Clean. Prod., Integrating Cleaner Production into Sustainability Strategies* 96, 435–443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>
- Sinabell, F., 2018. *Eine Auswahl von Nachhaltigkeitsindikatoren für die österreichische Land- und Forstwirtschaft im internationalen Vergleich. Aktualisierung 2018*. WIFO, Wien.
- Sinabell, F., Bock-Schappelwein, J., Firgo, M., Friesenbichler, K.S., Piribauer, P., Streicher, G., Gerner, L., Kirchner, M., Kantelhardt, J., Niedermayr, A., Schmid, E., Schönhart, M., Mayer, C., 2019. *Eine Zwischenbilanz zu den Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2014-2020 (No. 2019/143/A/WIFO-Projekt Nummer: 1618)*. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.
- Statistik Austria, 2020. *Versorgungsbilanz für Fleisch nach Arten 2019*. Statistik Austria.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Steininger, K.W., Lininger, C., Meyer, L.H., Muñoz, P., Schinko, T., 2015. Multiple carbon accounting to support just and effective climate policies. *Nat. Clim. Change advance online publication*. <https://doi.org/10.1038/nclimate2867>
- Steininger, K.W., Munoz, P., Karstensen, J., Peters, G.P., Strohmaier, R., Velázquez, E., 2018. Austria's consumption-based greenhouse gas emissions: Identifying sectoral sources and destinations. *Glob. Environ. Change* 48, 226–242. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.011>
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D.R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 546, 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Umweltbundesamt, 2020. *Klimaschutzbericht 2020 (No. REP-0738)*. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt, 2019. *Zwölfter Umweltkontrollbericht - Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0684)*. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

- UNFCCC, 2015. Adoption of the Paris Agreement (No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1). United Nations Framework Convention on Climate Change, Paris.
- Wreford, A., Ignaciuk, A., Gruère, G., 2017. Overcoming barriers to the adoption of climate-friendly practices in agriculture (No. 101), OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers. OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/97767de8-en>

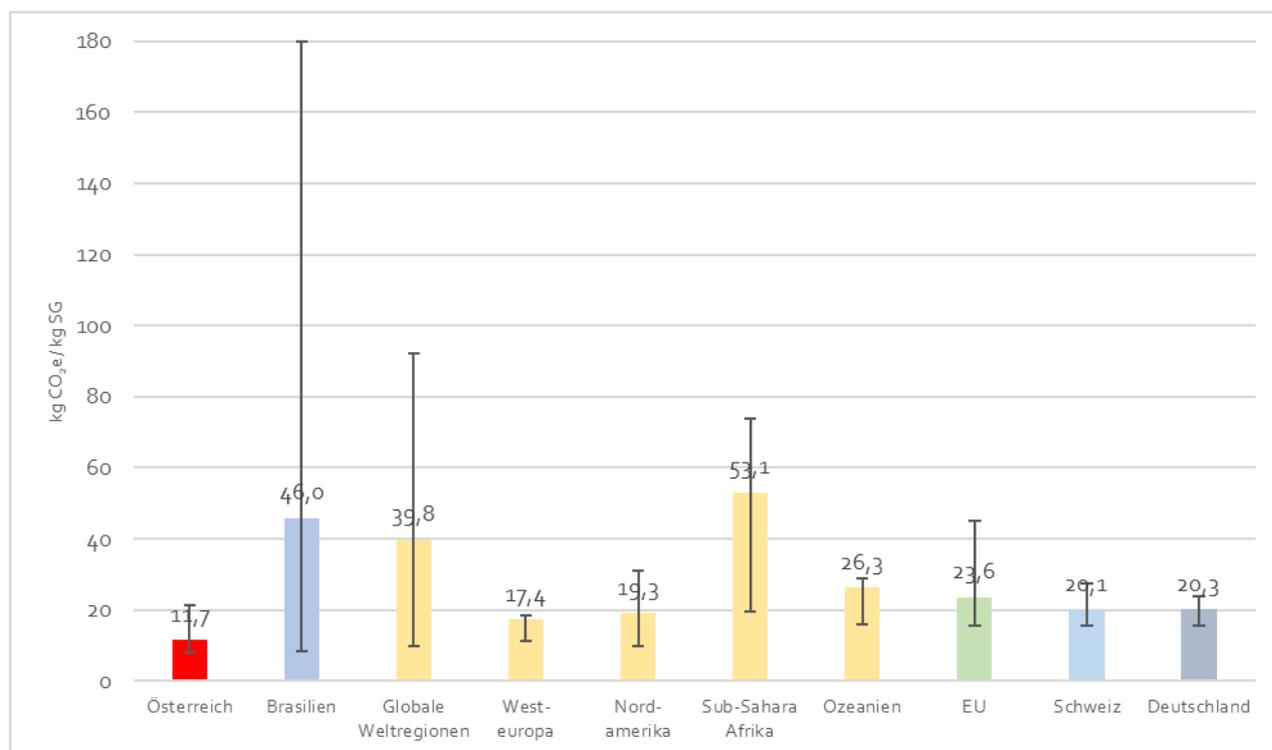
10. Appendix

Tabelle 13: CFP Berechnungen für Rindfleisch – Österreich – Werte für aktuelle GWP (Myhre et al., 2014)

Quelle	Produktionssystem	CFP ohne LULUC	CFP mit LULUC	LULUC
Eigene Berechnungen	Weidemast mit Milch	10,8		
	Intensivmast mit Milch	10,0		
Leip et al. (2010)	Durchschnitt \emptyset	20,1	18,9	-1,2
	Durchschnitt \emptyset - Tirol	20,2	15,7	-4,5
	Durchschnitt \emptyset - Burgenland	21,4	20,9	-0,5
Kral (2011)	konventionell \emptyset	14,4	18,0	3,6
	biologisch \emptyset	14,7	14,7	0,0
Hörtenhuber und Zollitsch (2020b, 2020a)	Durchschnitt \emptyset	13,2	13,4	0,2
	Stiermast (Grassilage) vom Milchkuh-Kalb	11,2	11,2	0,0
	Stiermast (Maissilage) vom Milchkuh-Kalb	11,1	12,0	0,9
	Stier von Mutterkuh	22,1	22,5	0,4
	Jungrind von Mutterkuh	25,3	25,3	0,0

Notiz: LULUC in Kral (2011) sowie Hörtenhuber und Zollitsch (2020b) bezieht sich auf Sojaextraktionsschrott aus Brasilien (also nur LUC). In Leip et al. (2010) umfasst LULUC auch LU, u. a. Veränderungen im Bodenkohlenstoff auf Grünland- und Ackerflächen, die für die Rinderproduktion genutzt werden. Die Durchschnittswerte in Hörtenhuber und Zollitsch (2020a) wurden auf Basis von Schlachtungs- und Viehbestandsdaten der Statistik Austria geschätzt. Da es dabei keine gute Kategorisierung der Produktionssysteme gibt, ist dieser Wert mit hoher Unsicherheit behaftet.

Abbildung 15: Ländervergleich von Rindfleisch-CFP (mit LULUC) mit Unsicherheitsbandbreite



Quellen: Gleiche Berücksichtigung der Quellen wie in Abbildung 13.