



# Maßnahmen THG-Reduktion

Zwischenbericht zum Projekt Nr. 101324 / 2. Analyse der Effizienz von  
Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen



Eine Einrichtung des Bundesministeriums  
für Nachhaltigkeit und Tourismus

# Zwischenbericht

## Maßnahmen THG-Reduktion

Nr. 101324 / 2

**Analyse der Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen in der österreichischen Landwirtschaft**

**Analysis of the efficiency of measures to reduce greenhouse gas emissions in Austrian agriculture**

### **Projektleitung:**

Mag. Christian Fritz, MA, HBLFA Raumberg-Gumpenstein

### **ProjektmitarbeiterInnen:**

Mag.<sup>a</sup> Elisabeth Finotti, Dr. Thomas Guggenberger, Dr. Markus Herndl, DI Alfred Pöllinger,  
Dr. Andreas Steinwidder, Dr. Georg Terler  
*Alle HBLFA Raumberg-Gumpenstein*

### **ProjektpartnerInnen:**

Ing. Lukas Kaupe und DI Magdalena Stöttinger  
*Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus*

### **Autor:**

Mag. Christian Fritz, MA  
HBLFA Raumberg-Gumpenstein  
Raumberg 38  
A-8952 Irdning-Donnersbachtal  
Email: christian.fritz@raumberg-gumpenstein.at  
Web: www.raumberg-gumpenstein.at

Irdning-Donnersbachtal, Dezember 2019

# Inhalt

<b>1 Einleitung und Zielsetzung .....</b>	<b>5</b>
1.1 Entwicklung der territorial-sektoralen THG-Emissionen.....	5
1.2 Klimawirkungen in der Landwirtschaft .....	7
1.3 Aufgabenstellung und Zielsetzung .....	7
<b>2 Methodische Grundlagen .....</b>	<b>9</b>
2.1 Territorial-sektorale THG-Emissionsberichterstattung.....	9
2.2 Varianten und Kriterien der THG-Berechnung .....	10
2.3 Klimawirkungen und Kriterien am Beispiel des BEK .....	12
<b>3 Auswahl Minderungs-Maßnahmen .....</b>	<b>14</b>
3.1 Kriterien für eine Auswahl von Maßnahmen.....	14
3.2 Methodik zur Maßnahmenauswahl .....	15
3.3 Internationale Studien zu Maßnahmen .....	17
3.4 Einbezogene Maßnahmen.....	19
3.4.1 Prozesse Acker/Feldfutter .....	20
3.4.2 Prozesse Milchkühe/Rindermast/Wiederkäuer.....	23
3.4.3 Prozesse Monogastrier .....	25
3.4.4 Prozesse Wirtschaftsdünger .....	26
3.4.5 Prozesse Betriebsmanagement .....	28
3.4.6 Landnutzung und Landwirtschaft allgemein .....	29
3.4.7 Nachfrageseitige Maßnahmen.....	32
<b>4 Zwischenfazit.....</b>	<b>33</b>
<b>5 Literaturverzeichnis.....</b>	<b>34</b>
5.1 Allgemeine Literatur.....	34
5.2 Literatur zu Maßnahmen .....	36

## Abkürzungen

BEK	Berechnungsstandard einzelbetriebliche Klimabilanzierung
CO <sub>2</sub> -Äq	CO <sub>2</sub> -Äquivalente unter Anwendung GWP 100 (sofern nicht anders angegeben)
DMU	Decision Making Unit
GTP 100	Global Temperature Potential, Metrik zur Treibhausgas-Äquivalenz (100jährig)
GWP 100	Global Warming Potential, Metrik zur Treibhausgas-Äquivalenz (100jährig)
GWP 500	GWP bei 500jährigem Betrachtungszeitraum
kt	1 Kilotonne = 1 Gigagramm (Gg) = 10 <sup>9</sup> g
LULUC	Land Use and Land Use Change
N <sub>min</sub>	mineralischer, direkt pflanzenverfügbarer Stickstoff
SOC	Soil Organic Carbon
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt GmbH

# 1 Einleitung und Zielsetzung

Ziel des Projekts Nr. 101324 / 2 ist die modellhafte Berechnung und ökonomische Analyse von unterschiedlichen Lösungsansätzen zur Verminderung von Treibhausgas-Emissionen bzw. klimarelevanten Auswirkungen in der österreichischen Landwirtschaft. Der vorliegende Zwischenbericht behandelt Fragen zur Auswahl von potenziell in Frage kommenden Maßnahmen (Lösungsansätzen) sowie zu den hierfür erforderlichen methodischen Grundlagen mit Fokus auf den Bereich der Kalkulation und Bilanzierung von Treibhausgas-Emissionen und Klimawirkungen.

## 1.1 Entwicklung der territorial-sektoralen THG-Emissionen

Projekthintergrund sind einerseits Fragen der landwirtschaftlichen Klimawirkungen und andererseits, zum Teil damit verbunden, Fragen der nationalen Klimaberichterstattung (THG-Inventare). Im nationalen Inventar haben die Treibhausgas-Emissionen des Produktionssektors Landwirtschaft in Österreich von 1990 auf 2015 um 16 % abgenommen. Der Rückgang geht insbesondere auf eine reduzierte Anzahl an Rindern und an zweiter Stelle auf einen effizienteren Einsatz von Mineraldünger zurück (UBA 2017, REP-0622). Im Szenario „With Existing Measures“ (WEM-Szenario) wird ein leichter Anstieg der Emissionen bis 2020 und bis 2030 prognostiziert. Dieser resultiert vor allem aus der erwarteten Entwicklung der Märkte und der damit einhergehenden Produktionsintensität in der Tierhaltung (UBA 2017, REP-0622). Demgegenüber ist gemäß der EU Roadmap 2011 im Zeitraum 1990 bis 2050 eine Verringerung der Treibhausgas-Emissionen im Sektor Landwirtschaft um rund 45 % vorgesehen (UBA 2017, REP-0622).

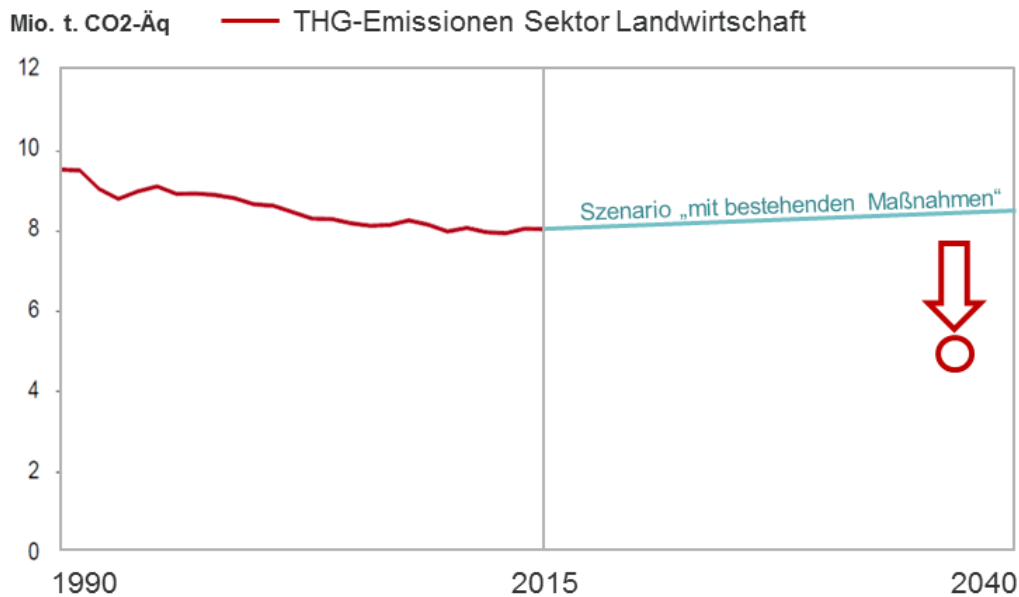


Abbildung 1: Historische THG-Emissionen, Entwicklungsszenario und Zielwert der EU-Roadmap 2011<sup>1</sup>

Bei den CH<sub>4</sub>-Emissionen wird ein Anstieg von 183 kt im Jahr 2015 auf 200 kt CH<sub>4</sub> im Jahr 2035 erwartet. Der größte Anteil und absolute Anstieg entfällt auf den Bereich der enterischen Fermentation, von 165 kt auf 176 kt CH<sub>4</sub>. Bei den Rindern wird ein Anstieg von 155 auf 166 kt CH<sub>4</sub> erwartet, bei den Schweinen von 3 auf 4 kt CH<sub>4</sub> und bei den Schafen eine Reduktion um 3 auf 2 kt CH<sub>4</sub>. Im Bereich des Wirtschaftsdünger-Managements steigen die Emissionen bei den Rindern von 13 auf 19 kt CH<sub>4</sub> und bei den Schweinen von 3 auf 4 kt CH<sub>4</sub>. Damit zeigen sich bei den Schweinen generell sehr hohe relative Zuwächse, ebenso wie im Wirtschaftsdüngermanagement bei den Rindern (UBA 2017, REP-0610).

Bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen werden in der Landwirtschaft bis 2035 in Summe nur geringe Veränderungen erwartet. Während bei den Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Management entsprechend der Tierbestände ein leichter Anstieg erwartet wird (von 1,47 auf 1,59 kt N<sub>2</sub>O), wird bei den direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus den landwirtschaftlichen Böden ein leichter Rückgang prognostiziert (von 5,74 auf 5,50 kt N<sub>2</sub>O) (UBA 2017, REP-0610). Es wird erwartet, dass die landwirtschaftlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen von 2015 bis 2035 von 914 kt auf 964 kt ansteigen (inkl. Forst und Fischerei, UBA 2017, REP-0610). Auf Basis des PASMA-Modells kommt es weder im Szenario mit bestehenden Maßnahmen (WEM) noch im Szenario mit zusätzlichen Maßnahmen zu einer Reduktion der landwirtschaftlichen Treibhausgase (ebd.).

<sup>1</sup> Umweltbundesamt 2017, REP 0622, REP 0610 WEM-Szenario.

## 1.2 Klimawirkungen in der Landwirtschaft

Allgemein können Klimawirkungen in der Landwirtschaft über eine Veränderung der Emissionen an Treibhausgasen, über eine Veränderung bei Treibhausgas-Senken oder über eine direkte Veränderung von gebundenen Kohlenstoff-Vorräten erfolgen. Das insgesamt und global wichtigste Treibhausgas ist CO<sub>2</sub>. In der Landwirtschaft kommen auch CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O eine hohe Bedeutung zu, indirekte Wirkungen in einem geringeren Ausmaß gehen auch auf NH<sub>3</sub> zurück. Je nach Fristigkeit der Betrachtung kommen den unterschiedlichen Gasen unterschiedliche Erwärmungsbeiträge zu. Methan und Lachgas sind wesentlich stärkere Treibhausgase als CO<sub>2</sub>. Methan hat verglichen mit den anderen beiden Gasen eine kurze Verweildauer in der Atmosphäre. Andere als die genannten Treibhausgase nehmen in der Landwirtschaft eine geringere Bedeutung ein und werden hier nicht diskutiert.

Klimarelevante Senken werden über Landnutzungsänderungen und Veränderungen zwischen Pedosphäre und Biosphäre gegenüber der Atmosphäre beeinflusst. Vorräte an gebundenem Kohlenstoff an Land betreffen die Speicherung in C-Verbindungen in Boden, Biomasse und toter organischer Substanz (Flessa et al. 2012). Diese hängen mit der Umschlaggeschwindigkeit der oberirdischen Biomasse und ihrer Nutzung (beispielsweise Holzprodukte gegenüber Futtermitteln) und mit der Frage einer (langfristigen) Einlagerung von organischer Masse im Boden zusammen. Indirekte Veränderungen bei den Senken könnten beispielsweise die Biomasse-Bildung und CO<sub>2</sub>-Aufnahmekapazität der Ozeane über Gewässereintragspfade betreffen.

## 1.3 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Mit Blick auf die Diskussionen zu den Klimabeiträgen der Landwirtschaft gilt es, Aussagen zu einer zukünftig möglichen produktionstechnischen Ausrichtung und einer guten landwirtschaftlichen Praxis zu treffen. Vor dem Hintergrund von steigenden Produktionszahlen in der Landwirtschaft und einem weiterhin prognostizierten Anstieg stellen sich Fragen nach den Möglichkeiten einer Entkoppelung des Sektors von Treibhausgas-Emissionen bzw. vom Einsatz fossiler Energieträger (Sinabell et al. 2018, UBA 2017 REP-0622). Eine häufig diskutierte Herausforderung besteht darin, nicht nur die Emissionsseite zu betrachten, sondern auch weitere Klimabeiträge mit abzubilden.

Ziel des vorliegenden Zwischenberichts ist die Bereitstellung von Grundlagen zu Fragen der landwirtschaftlichen Klimabilanzierung und Klimaberichterstattung mit Fokus auf Österreich. Ausgehend von dieser Basis soll eine erste Auswahl von treibhausgas-relevanten Maßnahmen



erfolgen und diese begründet werden. Der Fokus liegt auf dem Bereich der Nahrungsmittelproduktion. Maßnahmen in anderen landwirtschaftlichen Bereichen und agrar- und wirtschaftsstrukturelle Maßnahmen sollen im Projektverlauf nachgelagert thematisiert werden. Fragen der Klimawandelanpassung sollen allenfalls nur insoweit berücksichtigt werden, als sie Rückwirkungen auf die THG-Emissionen nehmen.

Das Ziel einer Betrachtung von Einzelmaßnahmen stellt eine inhaltliche und methodische Einschränkung dar. Demgegenüber kann eine integrierte Analyse über das gesamte (landwirtschaftliche) Produktionssystem große Stellhebel offenlegen. Der Vorteil der Betrachtung von Einzelmaßnahmen liegt in der Möglichkeit der Dekomposition von einzelnen Stoßrichtungen in Hinblick auf ihre Klimarelevanz. Als Haupttreiber für Emissionen und Umweltwirkungen im aktuellen österreichischen System gilt Stickstoff („Leitsubstanz“) (Stolze et al. 2018). Hinzu kommt die Darstellung der Verbindung der Wirkungsgefüge im Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf.



## 2 Methodische Grundlagen

Im vorliegenden Abschnitt erfolgt ein Vergleich der nationalen Emissionsberichterstattung mit anderen Varianten einer kalkulatorischen Treibhausgas-Modellierung. Es wird auf Berechnungsvarianten und Fragen der Zurechnung und Abgrenzung in einzelnen Bilanzierungs-Schemata eingegangen.

### 2.1 Territorial-sektorale THG-Emissionsberichterstattung

Bei der (österreichischen) Klimaberichterstattung handelt es sich um eine territoriale Berichterstattung über die Emissionsseite des landwirtschaftlichen Produktionssektors. Betrachtet wird also ein definierter Ausschnitt aus der inländischen Produktion (ohne vorgelagerte Wirtschaftsketten, ohne Absorption). Die Erfassungssystematik entstammt dem Weltklimarat und ermöglicht eine internationale vergleichende Berichterstattung gemäß Kyoto-Protokoll und IPCC-Richtlinien. Dahinter liegt die Idee, jene Treibhausgase zu erfassen, die auf österreichischem Territorium ausgestoßen werden. Basis der Emissionsrechnung sind die wirtschaftlichen Stoffströme und anzuwendende Emissionsfaktoren. Ein aktueller Methodenbericht von 2019 ergänzt die IPCC-Richtlinien von 2006 für die Erstellung der nationalen Treibhausgasinventare und Emissionsfaktoren (IPCC 2019).

Die territoriale Berichterstattung für den Sektor Landwirtschaft weist im Jahr 2015 Treibhausgase von ca. 8 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (CO<sub>2</sub>-Äq bei GWP 100) aus. Dies entspricht einem Anteil von ca. 10 % an den national berichteten Treibhausgas-Emissionen (UBA 2017, REP-0622). Die sektorale Emissionssituation ist über die nachgelagerte Wertschöpfungskette („vom Acker bis zum Teller“) an die Lebensmittelindustrie und an die Ernährungsgewohnheiten gekoppelt. So trägt der Sektor Landwirtschaft zu rund 50 % der THG-Emissionen im Bereich Ernährung bei (Koerber und Kretschmer 2007 zit. n. BMLFUW 2012b). Andererseits tragen nachgelagerte Transporte und Verarbeitung kaum zu den THG-Emissionen bei (Winkler et al. 2018).

In der Berichterstattung entstammt ein großer Emissionsanteil aus der Fermentation in Rindermägen in Form von biogenem Methan (ca. 5 % der territorial berichteten CO<sub>2</sub>-Äq). Bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger kommt es zu biogenen Methan- und Lachgas-Emissionen (ca. 1 % der territorial berichteten CO<sub>2</sub>-Äq). Die Düngung landwirtschaftlicher Böden, insbesondere im Ackerbau, führt primär zu Lachgas-Emissionen (ca. 3 % der national berichteten CO<sub>2</sub>-Äq). Vor allem durch die Verbrennung fossiler Kraftstoffe im

landwirtschaftlichen Produktionsprozess entstehen Kohlenstoffdioxid-Emissionen (ca. 1 % der national berichteten Treibhausgase) (UBA 2017, REP-0622). Im Österreich-Mittel liegen die Emissionen bei etwa einer Tonne CO<sub>2</sub>-Äq pro Einwohner. Einhergehend mit der landwirtschaftlichen Produktion verteilen sich die Pro-Kopf-Emissionen sehr ungleich auf die Bundesländer. So liegt beispielsweise Vorarlberg statistisch bei 0,6 t CO<sub>2</sub>-Äq pro Kopf, Oberösterreich hingegen bei 1,5 t CO<sub>2</sub>-Äq pro Kopf (UBA 2017, REP-0622).

Neben dem Sektor Landwirtschaft sind aus Sicht der territorial-sektoralen Emissionsberichterstattung auch die Bereiche Landnutzung und Landnutzungsänderungen (LULUC ... Land Use and Land Use Change) sowie Verkehr (inkl. Transporte in der Landwirtschaft) zu beachten (nicht stationäre Verbrennung). Teile dieser Sektoren sind also für die THG-Emission der landwirtschaftlichen Produktion relevant. Darüber hinaus werden der Systematik der Berichterstattung zufolge keine Emissionen aus vorgelagerten Produktionsketten, außerterritoriale Emissionen oder handels- und konsumseitige Emissionen erfasst.

## 2.2 Varianten und Kriterien der THG-Berechnung

Oben wurde die Variante einer definierten territorial-sektoralen Berichterstattung dargestellt. Diese eignet sich aufgrund ihrer Verbreitung und Bekanntheit als Referenz. Zugleich weisen auch andere Formen der Berechnung, Bilanzierung oder Modellierung mitunter eine hohe Standardisierung auf. Die Varianten können in mehreren Punkten voneinander bzw. von der dargestellten Referenz abweichen:

- Bei der Erstellung von THG-Bilanzen ist das **Territorialprinzip** vom **Verursacherprinzip** zu unterscheiden. Im ersten Fall werden nur die in einem Land ausgestoßenen Emissionen betrachtet. Im zweiten Fall werden die bei der **Produktion** (von den Betrieben) oder bei der **Konsumtion** (von den Bewohnern) verursachten Emissionen betrachtet.
- Je nach Ansatz stellt sich die Frage der Zurechnung von Emissionen in **vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsketten**. Ökobilanzen und Lebenszyklusansätze versuchen Produkte und Produktionsverfahren von der Rohstoffgewinnung bis hin zu Verwendung und Recycling/Entsorgung eines Produktes zu bilanzieren („von der Wiege bis zur Bahre“). Parallel dazu findet sich auch häufig der Ansatz, Verfahren bis zu einem definierten „Gate“ (z.B. Produkt ab Hoftor) zu bilanzieren.
- Häufig unterschieden werden **vorgelagerte Emissionen** (aus der Herstellung von zugekauften Betriebsmitteln in Vorketten), **direkte Emissionen** (im technischen Prozess bzw. am Betrieb), **indirekte Emissionen** (aus der Umsetzung von emittierten

Stoffen) und **induzierte Emissionen** (in nachgelagerten oder externen wirtschaftlichen Prozessketten).<sup>2</sup>

- Im Unterschied zur nationalen Klimaberichterstattung enthalten andere Darstellungen mitunter neben **Emissionen** auch **Absorptionen (Kohlenstoffspeicherung)**. Nachdem die Landwirtschaft – im Gegensatz zu vielen anderen Industriezweigen – essentiell mit Lebewesen arbeitet, spielen Emissions- und Absorptionsprozesse eine größere Rolle.
- Die meisten Berechnungsvarianten enthalten mehrere **nicht berücksichtigte Emissionen**; zum Teil implizit, zum Teil mit dem Argument, dass der Emission Absorptionen in der gleichen Höhe gegenüberstehen (z.B. für die CO<sub>2</sub>-Emission aus der tierischen Atmung, BEK 2016), zum Teil aufgrund methodischer Schwierigkeiten in der Feststellung (z.B. SOC-Veränderungen) (Lengers & Britz 2012).
- Je nach Berechnungs- und Bilanzierungsmethode ist eine Unterscheidung von Treibhausgas-Emissionen in **atmosphärisch-biogene** und **lithosphärisch-fossile** vorgesehen (im Gegensatz zur nationalen Berichterstattung, in der bspw. CH<sub>4</sub> aus dem atmosphärischem Kreislauf gleich dargestellt wird wie CH<sub>4</sub> aus fossilen Lagerstätten) (Shoemaker & Schrag 2013).
- Von zentraler Relevanz ist die Unterscheidung von **relativen und absoluten Emissionsgrößen**. Relative Größen werden häufig beim Vergleich von zwei Produktionsverfahren als Effizienz-Indikatoren verwendet. Dabei können die errechneten THG auf unterschiedliche **funktionelle Einheiten** bezogen werden, beispielsweise THG pro kg Milch, THG pro ha landwirtschaftliche Fläche oder THG pro Euro Einkommens- oder Gewinnbeitrag.
- Zumindest bei der Verwendung von relativen Emissionsgrößen (z.B. produktbezogen) sind **Verlagerungseffekte** (Leakage-Effekte) bzw. **induzierte Emissionen** zu berücksichtigen. Etwa kann sich im Zuge der Diskussion von Treibhausgas-Minderungsmaßnahmen die Frage stellen, auf welche Weise **Rebound-Effekte** beachtet werden (De Haan et al. 2015).
- Die meisten Ansätze zur Vereinfachung von Berechnungen erfordern einen **kulturräumlichen und zeitlichen Bezugsrahmen**. Die Empfehlung von Maßnahmen unterscheidet sich je nach Weltregion und der Betrachtung eines bspw. 20, 100 oder 500jährigen Zeithorizonts. Ausgehend von einem tradierten Standard wird häufig nur das 100jährige Treibhauspotenzial berechnet (Global warming potential, GWP 100).
- Konkret werden unterschiedliche **Metriken** für einen Vergleich der Wirkung von einzelnen Treibhausgasen verwendet. Das Global Warming Potential (GWP) ist seit Kyoto weit verbreitet (Van den Berg 2015). Die Wahl der Metrik kann die Reihung von Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft substantziell beeinflussen (Lynch 2019).

---

<sup>2</sup> Ein Beispiel für diese Terminologie bietet der deutsche Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK), herausgegeben vom KTBL (Arbeitsgruppe BEK 2016).

- Der Zusammenhang zwischen Emission und Umweltwirkung kann auf unterschiedliche Weisen hergestellt werden. Die Argumentation über den erhöhten **Strahlungsantrieb** ist eine verbreitete Möglichkeit; in Hinblick auf unterschiedliche Wirkungsendpunkte wäre auch der ökologische bzw. sozioökonomische Schaden in den Blick zu nehmen.
- Als wesentliches Hilfsmerkmal für eine Interpretation der genannten Kriterien können Berechnungs- und Bilanzierungsansätze und –Instrumente nach den von ihnen adressierten **Zielgruppen** und Funktionen unterschieden werden (z.B. Konsumenten/Konsumentinnen, Wissenschaft, Landwirte/Landwirtinnen, etc.; z.B. Berichterstattung, Marketing, Minderungspotenziale/ Beratung, etc.)
- In Hinblick auf die Adressaten von konkreten Minderungsmaßnahmen ist der Begriff der **Decision Making Unit (DMU)** im wissenschaftlichen Kontext weit verbreitet. So können bspw. Maßnahmen die Betriebe adressieren, und solche, die Gesetzgeber adressieren, getrennt voneinander betrachtet werden.

### 2.3 Klimawirkungen und Kriterien am Beispiel des BEK

Im Folgenden werden einzelne Kriterien am Beispiel des deutschen Berechnungsstandards für einzelbetriebliche Klimabilanzen aufgezeigt (BEK 2016). Der Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft wurde von mehreren deutschen Institutionen entwickelt und 2016 vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) herausgegeben.<sup>3</sup>

---

<sup>3</sup> Mitgewirkt haben das Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie, die Bodensee Stiftung, die Justus-Liebig-Universität Giessen, das KTBL, die Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), die Landwirtschaftskammern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, die Technische Universität München (TUM), die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft und der Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA).

Tabelle 1: Betrachtete Emissionen im BEK

Vorgelagerte Emissionen	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen
<ul style="list-style-type: none"> <li>• CO<sub>2</sub>-Äquivalente aus der Bereitstellung von Betriebsmitteln inkl. N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Herstellung nitrathaltiger Düngemittel.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• N<sub>2</sub>O-Emissionen, z.B. aus N-Einträgen durch Düngung</li> <li>• CH<sub>4</sub>-Emissionen, z.B. aus enterischer Fermentation, Güllelagerung</li> <li>• CO<sub>2</sub>-Emissionen aus fossilen Energieträgern</li> <li>• CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Freisetzung langfristig gespeicherter organischer Substanz, z.B. Humusabbau bei Grünlandumbruch</li> <li>• CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Anwendung von Kalk und harnstoffhaltigen Mineraldüngern</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• N<sub>2</sub>O-Emissionen via N-Einträge aus der Deposition von NH<sub>3</sub></li> <li>• N<sub>2</sub>O-Emissionen via Nitratauswaschung und N-Einträge in die Böden.</li> </ul>
<b>Nicht berücksichtigte Emissionen</b>		
<p>CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Umsetzung kurzfristig gespeicherter organischer Substanzen, z.B. tierische Atmung. „Hier wird davon ausgegangen, dass die freigesetzte Menge CO<sub>2</sub> derjenigen Menge entspricht, die beim Wachstum der Futter- bzw. Energiepflanzen aus der Atmosphäre aufgenommen wurde.“ (Arbeitsgruppe BEK 2016, 6).</p>		
<b>Induzierte Emissionen</b>		
<p>Als induzierte Emissionen können jene Emissionen bezeichnet werden, die als Folgewirkung einer Maßnahme (zur Klimareduktion) auftreten. „So muss einerseits im Falle der C-Sequestrierung durch Umwandlung von Ackerflächen in Dauergrünland mit induzierten Methan- und Lachgasemissionen als Folge der Verfütterung des anfallenden Grases an Wiederkäuer gerechnet werden[...]“ (Hediger et al. 2004).</p>		

Beim BEK handelt es sich um eine produktionsseitige Betrachtung auf Ebene Einzelbetrieb/ Betriebszweig/ Produktionsprozess. Grundlegend werden Pflanzenbau, Tierhaltung und Biogaserzeugung unterschieden und die landwirtschaftlichen Produkte bis zum Verlassen des Betriebes bilanziert. Der BEK arbeitet mit 100jährigen Treibhauspotenzialen (GWP 100). Eine Unterscheidung zwischen biogenen und fossilen Treibhausgasen wird nicht getroffen. Es erfolgt eine produktbezogene Bilanzierung ohne Berücksichtigung von Rebound-Effekten. Der Berechnungsstandard richtet sich an Landwirte / Landwirtinnen und Berater / Beraterinnen mit dem Ziel einer Beurteilung bzw. Verminderung von THG-Emissionen aus dem einzelnen betrieblichen Produktionsprozess (BEK 2016).

# 3 Auswahl Minderungs-Maßnahmen

Einleitend werden (1) die Kriterien und (2) die Methodik für eine Definition, Auswahl und Erörterung von Maßnahmen aufgezeigt und (3) Studien und nationale Prozesse einer Maßnahmenauswahl dargestellt. Anschließend erfolgt eine (4) Auflistung der Maßnahmen, die im vorliegenden Projekt zur weiteren Bearbeitung aufgegriffen werden sollen.

## 3.1 Kriterien für eine Auswahl von Maßnahmen

Der verwendete Ansatz entscheidet darüber, welche Reduktionsmaßnahmen in Betracht kommen. So würden beispielsweise bei der Betrachtung der direkten und territorialen Emissionen an einem Milchviehbetrieb keine Treibhausgase aus der Erzeugung des Kraftfutters anfallen, sofern dieses aus dem Ausland zugekauft wird. Dementsprechend tragen die direkten Emissionen der Produktion von Milch, die im Ausland verkauft wird, zur Gänze zur nationalen Bilanz bei. Bei Verwendung der funktionellen Einheit „pro kg Milch“ könnte eine Erhöhung der Produktionsmenge eine relative Reduktion der THG-Emissionen bedeuten, wohingegen die absolute Emissionsmenge steigen würde. Vor dem Hintergrund der IPCC-Berichterstattung ist es für viele Länder ein Anliegen, möglichst sofort zum Reduktionspotenzial „zählbare“ Maßnahmen auszuweisen. Hierfür müssen (1) die THG-Wirkung der Maßnahme anerkannt und diese (2) im nationalen Emissionsinventar darstellbar sein (Pellerin et al. 2013). So sind Maßnahmen mit Effekten auf vorgelagerte Produktionsbereiche zwar THG-mindernd, haben aber keinen Effekt auf das nationale THG-Inventar gemäß IPCC-Berichterstattung (da hier das Territorial- und Sektoralprinzip gelten).

Eine der Kernaussagen des Sachstandsberichts Klimawandel 2014 verweist mit den Termini ressourcenschonend und ressourceneffizient sowohl auf die absolute als auch auf die relative Dimension. *„Erfolgreiche und nachhaltige THG-Minderungsstrategien in der Landwirtschaft können durch eine umfassende Förderung von ressourcenschonenden, ressourceneffizienten Bewirtschaftungskonzepten unter Berücksichtigung von ökologischem Landbau, Präzisionslandwirtschaft („precision farming“) und Pflanzenzucht unter Erhaltung genetischer Vielfalt erreicht werden. Dafür sind standortangepasste Konzepte am besten geeignet.“* (AAR 2014) Die Aussage verweist zudem auf die Bedeutung des betrachteten Produktionsbereichs und des betrachteten Standorts sowie auf die potenziellen ökologischen und sozioökonomischen Folgewirkungen von einzelnen Maßnahmen. Es sind also mögliche induzierte Umweltwirkungen sowie betriebswirtschaftliche und volkswirtschaftliche Implikationen zu beachten. Aus gesellschaftsethischen Überlegungen sind das

Verursacherprinzip, das Vorsorgeprinzip, das Gleichheitsprinzip, das Nutznießerprinzip und das Zahlungsfähigkeitsprinzip zu berücksichtigen.

### 3.2 Methodik zur Maßnahmenauswahl

Den obigen Ausführungen zufolge sind für die Erörterung potenzieller Minderungsmaßnahmen und die Auswahl einer adäquaten Methodik mehrerer Frageebenen relevant:

- Werden Prozesse, Betriebe oder Produktionssysteme betrachtet?
- Wird eine relative oder eine absolute Veränderung thematisiert?
- Werden außerbetriebliche Emissionen einbezogen?
- Werden induzierte Wirkungen im Wirtschaftssystem berücksichtigt?
- Werden ökologische und sozioökonomische Neben- und Folgewirkungen betrachtet?
- Wird der landwirtschaftlich-produktionstechnische Standortbezug hergestellt?

Für den vorliegenden Bericht soll die Auswertung auf Ebene Einzelbetrieb als Referenzmethodik betrachtet werden. Es bestehen einzelne Vorteile gegenüber einer Analyse auf Ebene Einzelprozess oder Wirtschaftssystem:

- Es können Wirtschaftsakteure im Sinne von Entscheidungsträgern benannt werden.
- Potenziell können ausgehend von dieser Analyseeinheit Prozesse zusammengefasst, absolute Größen berechnet und auf Ebene des Wirtschaftssystems aggregiert werden.
- Es sind Methoden zur Abschätzung von vorgelagerten Emissionen und von potenziell induzierten Wirkungen denkbar.
- Es liegen international und interinstitutionell akkordierte Methoden vor.
- Der Standortbezug kann prinzipiell hergestellt werden.

Dennoch bietet der Ansatz auf Ebene Einzelbetrieb auch Nachteile. Es ist abzuwägen zwischen einer detaillierten Analyse der betrieblichen Produktions- und Handlungsebene (Einzelfallstudien, Messungen) und einer flächendeckenden Auswertung auf Basis von einfachen Indikatoren (statistische Aggregation, Wirtschaftsdaten). Der erstgenannte Zugang erschwert eine Abschätzung für höhere Aggregatebenen, der zweitgenannte die Möglichkeit der Abbildung von „feineren“ technischen Maßnahmen. Gleichzeitig sind ausgehend vom Forschungsstand auf beiden Seiten des Kontinuums vielfach Ergebnisse vorhanden



(exemplarisch Münger et al. 2019, Sinabell et al. 2018). Die Absicht ist daher, im vorliegenden Projekt ergänzende Ergebnisse zu einem mittleren Zugang zu erarbeiten, sodass technische Maßnahmen abgebildet und einzelne Abschätzungen für die Aggregatebene prinzipiell ermöglicht werden können. Ausgehend von der mittleren Analysegenauigkeit werden in weiterer Folge exemplarische Betriebe definiert; ein Nachteil ist, dass ein Standortbezug dann nicht mehr flächendeckend hergestellt werden kann.

Im Projekt kann für die Analyse der Auswirkung einzelner technischer Maßnahmen auf die einzelbetrieblichen THG-Emissionen auf das Betriebsmanagement- und Umweltauswertungs-Instrument *FarmLife* zurückgegriffen werden (Herndl et al. 2016). Prinzipiell liegen für die Auswertung von THG-Emissionen unterschiedliche Instrumentarien vor. So bestehen verschiedene Ansätze für eine direkte einzelbetriebliche Bilanzierung (bspw. BEK 2016; Lengers & Britz 2012) oder auf Basis von Indikatoren auf Mesoebene (einen flächenbezogenen Index beschreiben Searchinger et al. 2018). Denkbar wäre auch eine Adaption von Instrumentarien, die auf Ebene der nationalen Berichterstattung verwendet werden. Den Ansätzen gemeinsam ist aber, dass sie sich für viele Frage an internationalen Regelwerken orientieren (so orientiert sich bspw. das deutsche Modell Gas-EM an den Regelwerken von IPCC und EMEP), wie dies auch in *FarmLife* gegeben ist. Unterschiede zwischen verschiedenen Modellen und mögliche Auswirkungen auf die Ergebnisse sind im Projektverlauf zu thematisieren.

Das Instrument *FarmLife* beruht auf *SALCA* (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gaillard und Nemecek 2009), einer Ökobilanzmethode zur Berechnung von Emissionen aus landwirtschaftlichen Produktionsprozessen. Das Instrument ermöglicht die Bilanzierung der landwirtschaftlichen Nahrungsmittelproduktion bis zur Systemgrenze Hofstor (LCA from cradle-to-farmgate). Für die Berechnung der direkten Emissionen aus Pflanzenbau und Tierhaltung wurden die Emissionsmodelle aus *SALCA-Farm* für *FarmLife-LCA* (Life Cycle Assessment) an die österreichischen Gegebenheiten angepasst (Bystricki und Nemecek 2015). Enthalten sind hierin auch die nachfolgend dargestellten Modelle für Lachgas- und für Methanemissionen. Grundlage für den Fütterungsbereich ist eine Massenfluss-Modellierung auf Basis Stickstoff, Phosphor und Kalium (ebd.). Die Sachbilanzergebnisse ermöglichen prinzipiell eine Unterscheidung von biogenen und fossilen Größen.

Die Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau werden in *FarmLife-LCA* mit dem Modell nach IPCC (2006, Tier 1) berechnet. Es kommen die von EEA (2013) aus IPCC (2006) abgeleiteten

Emissionsfaktoren zur Anwendung. Berücksichtigt werden die N-Einbringung aus Düngern und Ernterückständen, die N-Verluste als  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{NO}_3$  sowie Lachgasemissionen aus der Nitratauswaschung. Die Methanemissionen aus der Tierhaltung (inkl. Hofdüngerlagerung) werden nach IPCC (2006, Tier 2) berechnet (als  $\text{CH}_4$ -Emission [ $\text{kg CH}_4 \cdot \text{Tier}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ]). Verwendet wird erstens ein Konversionsfaktor für die Umwandlung von Futterenergie zu Methan, getrennt für Milchvieh (1a) und für alle anderen Wiederkäuer (1b) und zweitens ein Modell für die Emission aus Wirtschaftsdüngerlagerung (2) auf Basis der Volatile Solids und der maximalen Methanbildungskapazität. Die Methanemissionen der Milchkühe werden nach dem Modell von Kirchgessner et al. (1995) berechnet (Futteraufnahme, Grundfutteranteil, Lebendmasse) (Bystricky und Nemecek 2015).

Es sind vielfältige Voraussetzungen zu berücksichtigen, eine Modellierung von Minderungsmaßnahmen mit dem Instrument *FarmLife* durchführen zu können (Downie et al. 2014). Ausgehend von den Möglichkeiten und Defiziten der einzelbetrieblichen LCA in *FarmLife* können andere Berechnungsinstrumente oder konkrete Modellierungen aus bestehenden Forschungsergebnissen eingesetzt werden. So könnten bspw. THG-Fragen außerhalb der Nahrungsmittelproduktion zum Teil über den BEK 2016 abgedeckt werden. Die Frage der Ceteris Paribus Annahme bzw. die Behandlung von möglichen Leakage-Effekten kann sich an der von Girod et al. (2011) vorgeschlagenen Methode orientieren.

### 3.3 Internationale Studien zu Maßnahmen

Der Einfluss der Landwirtschaft auf den Klimawandel ist in den letzten fünfzehn Jahren stärker in den Fokus gerückt. Dementsprechend wurden in vielen Ländern spezifische Berichte zum Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgasemissionen und zu potenziellen Minderungsmaßnahmen verfasst. Im Folgenden angeführt sind exemplarische Beispiele für Großbritannien, die Schweiz, Deutschland, Europa, Frankreich und Bayern. Hinzu kommt eine Vielzahl an relevanten Vorarbeiten zu sehr ähnlich gelagerten Fragestellungen.

- Großbritannien: Moran et al. 2008: UK marginal cost curves for the agriculture, forestry, land-use and land-use change sector out to 2022 and to provide scenario analysis for possible abatement options out to 2050
- Schweiz: Bundesamt für Landwirtschaft 2011. Klimastrategie Landwirtschaft. Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel für eine nachhaltige Schweizer Land-

und Ernährungswirtschaft. Projekt Punktesystem Klima-und Ressourcenschutz auf IP-SUISSE Labelbetrieben (Alig Ceesay et al. 2015)

- Deutschland: Flessa et al. 2012. Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor.
- Europa: DeCara/Jayet 2011, Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture. Bellarby et al. 2012. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe.
- Frankreich: Pellerin et al. 2013. How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions?
- Bayern: Zehetmeier et al. 2017. Treibhausgas-Emissionen in bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben.

Um die Einbettung des Maßnahmen-Auswahlprozesses darzustellen wird kurz auf das französische Beispiel eingegangen. In Frankreich bestand bzw. besteht ein hoher Druck zur THG-Minderung, denn der Anteil der Landwirtschaft an den nationalen THG lag bei rund 18 % (94 000 kt CO<sub>2e</sub> im Jahr 2010, ohne den Energieeinsatz, Pellerin et al. 2013). N<sub>2</sub>O nimmt hierin eine etwas höhere Bedeutung als CH<sub>4</sub> ein (GWP 100). In einer nationalen Studie des INRA (Institut national de la recherche agronomique) wurden 10 Maßnahmen und 26 Sub-Maßnahmen definiert (Pellerin et al. 2013). Ziel war die Reduktion der THG bzw. eine Erhöhung der C-Bindung in Böden oder Biomasse im landwirtschaftlichen Prozess. Die Auswahl erfolgte aus einer Liste von über 100 Maßnahmen aus der Literatur, u.a. anhand der Kriterien Minderungspotenzial, technischer Reifegrad und politische / sozioökonomische Machbarkeit. Die Maßnahmen liegen in den vier Bereichen Mineraldünger, C-Bindung, Fütterung und Wirtschaftsdüngerverwertung. Die Summenwirkung der Maßnahmen wurde in der Studie mit einer Einsparung von rund 28 Mt CO<sub>2e</sub> pro Jahr beziffert.

Zur Studie liegt eine 92-seitige Kurzfassung in englischer Sprache vor. Darin erfolgt für jede der 26 Sub-Maßnahmen eine Beschreibung der Wirkmechanismen, des Einsparungspotenzials und der Kosten pro Produktionseinheit, der Anwendbarkeit und des Anpassungsszenarios bis 2030 (Pellerin et al. 2013). So wird für das Beispiel der Maßnahme N-reduzierte Fütterung eine Reduktion des Rohproteinanteils in der Winterfütterung auf 14 % mittels Maissilage definiert – mit der Wirkung einer reduzierten N-Ausscheidung. Die Berechnung der N<sub>2</sub>O-Emission und der induzierten Emission aus NH<sub>3</sub> erfolgte auf Basis der IPCC-Faktoren von 1996 („CITEPA“) und auf Basis des Emission Inventory Guidebook der European Environment Agency von 2009 („EMAP“). Die Kosten pro Einheit für den Landwirt und das potenzielle Ausmaß der Umsetzung auf der nationalen Ebene werden in der Studie angeführt.

Wünschenswert wäre es, eine vergleichbare Granularität im Maßnahmenauswahlprozess und in der Wirkungsabschätzung wie im französischen Beispiel zu erzielen. Die in Frankreich für die Frage der agrarischen Klimawirkung eingesetzten Ressourcen zeigen auf, welcher Aufwand für eine integrierte Maßnahmenbetrachtung erforderlich ist. Denselben Hinweis liefert auch das Beispiel aus der Schweiz; hier wurde ein definiertes Projekt zu möglichen Klimabeiträgen der Landwirtschaft im Jahr 2011 mit der Maßnahmenauswahl begonnen; erst für das Jahr 2020 wird es zur Umsetzung auf IP-SUISSE Betrieben kommen. Unabhängig von Datenlage und Ressourcenausstattung ist es jedoch das Ziel, eine qualifizierte Auswahl von Maßnahmen herzustellen, die als Basis möglichst auf nationale Studien und internationale Literaturdaten zurückgreift.

### 3.4 Einbezogene Maßnahmen

Der vorliegende Abschnitt bietet eine Auswahl an gesichteten Maßnahmen und eine überblicksartige Einschätzung zu deren potenzieller Relevanz für eine Treibhausgas-Minderung auf Basis der Literatursichtung. Ausgehend hiervon sollen die Maßnahmen im weiteren Projektverlauf hinsichtlich ihrer Güte geprüft werden (Wirksamkeit, Machbarkeit). Es erfolgt eine vorläufige Priorisierung mit „P1“ für Maßnahmen mit gesicherter und relevanter Wirkung und „P0“ für Maßnahmen deren Wirkung als unklar/umstritten, ineffizient bzw. aufwendig machbar gilt.

Die Maßnahmen sind in drei Gruppen eingeteilt: Prozessbezogene Maßnahmen im Bereich Nahrungsproduktion und Betriebsmanagement, weitere produktionsseitige Maßnahmen mit Analysefokus überbetriebliche Ebene und strukturelle bzw. nachfrageseitige Maßnahmen. Im Bereich der prozessbezogenen Maßnahmen werden fünf Bereiche thematisiert. Anteilig kleinere Bewirtschaftungsformen sind nicht gesondert abgebildet.

- Acker/Feldfutter
- Milchkühe/Rindermast/Wiederkäuer
- Monogastrier
- Wirtschaftsdünger
- Landnutzung
- Betriebsmanagement

### 3.4.1 Prozesse Acker/Feldfutter

#### **Aufbau organischer Bodensubstanz, P0**

Die österreichische Studie zu Boden und Klima des Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft kommt zum Ergebnis, dass über eine zusätzliche Speicherkapazität der genutzten Böden kaum eine Abschätzung getroffen werden kann. *„Abschließend wird festgehalten, dass es aufgrund der vorhandenen Daten, Informationen bzw. Prognosen und der damit verbundenen Unsicherheiten weder sinnvoll noch seriös erscheint, ein Potenzial der land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden im Hinblick auf die Reduktion von THG-Emissionen bzw. auf die mögliche zusätzliche Speicherung von  $C_{org}$ -Vorräten für Österreich abzuschätzen.“* (Spanischberger/Mitterböck 2015) In Österreich bestehen deutliche regionale Unterschiede im Humusgehalt. Untersuchungen zeigen einen positiven Trend bei den Humusgehalten der heimischen Ackerböden aus Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Vergangenheit (Spanischberger/Mitterböck 2015). Zu beachten ist, dass Landnutzungspraktiken und zukünftige Maßnahmen zu keiner Minderung der Vorräte führen sollten (ebd., Flessa et al. 2012). In Summe geht es *„[...] um die Frage einer Annäherung an das jeweilige standortspezifische Optimum unter Berücksichtigung aller Bodenfunktionen, zum einen durch eine Erhöhung der Humusgehalte und zum anderen durch die Verhinderung von Humusabbau.“* (Spanischberger/Mitterböck 2015).

Global gesehen findet sich in der Literatur eine umfangreiche Kontroverse darüber, welcher Klimabeitrag der C-Sequestrierung in landwirtschaftlichen Böden zukommt (Schiefer et al. 2018, Minasny et al. 2017, Powlson et al. 2014 und 2011). Konkrete Fragen betreffen die tatsächliche und dauerhafte Einlagerung von Kohlenstoff von der Atmosphäre in den Boden, die Grenzen der möglichen Einlagerung, die Klimarelevanz des organischen Kohlenstoffs im Boden und die Auswirkungen einer veränderten Landbewirtschaftung auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen (induzierte Landnutzungseffekte) (Powlson et al. 2011). Das globale technische Potenzial der C-Sequestrierung wird mit 2,45 Pg C / a abgeschätzt (Lal 2018). Entsprechende Maßnahmen sollten allerdings hauptsächlich aus Gründen der Bodenqualität und der Resilienz der Landwirtschaft forciert werden, und weniger aus Gründen der direkten Klimarelevanz (Schlesinger und Amundson 2019, Flessa et al. 2012, Powlson et al. 2011).

#### **Konservierende Bodenbearbeitung, P1**

Nichtwendende Bodenbearbeitung, Mulch- und Direktsaat können auf fossile Emissionen (Wendevorgänge) und über CO<sub>2</sub>-Emissionen / Humusanreicherung im Boden wirken. Negative Effekte könnten ertragsseitig durch erhöhten Pilz- oder Schädlingsbefall (bzw. durch erhöhte Pflanzenschutzmittel-Anwendung) eintreten (Flessa et al. 2012). Zu treffen ist eine Unterscheidung in eine temporäre und eine dauerhafte pfluglose Bodenbearbeitung Letztere

wird in einer Schweizer Studie als nicht realistisch angesehen (Mieleitner et al. 2011). Eine Studie des österreichischen UBA errechnet, dass die „hypothetisch beinahe flächendeckende Maßnahme „Mulch- und Direktsaat – ganzjährig/dauerhaft pfluglos“ ein jährliches CO<sub>2</sub>-Senkenpotenzial im Boden von zusätzlich 296,5 Gg CO<sub>2</sub> realisieren“ kann (Zethner et al. 2015). Der Klimanutzen stellt einen begleitenden Nutzen zum Erosionsschutz dar (ebd., AAR 2014, Flessa et al. 2012).

### **Reduktion der Bodenverdichtung, P1**

Eine Kombination von Staunässe und hoher Nitratverfügbarkeit kann N<sub>2</sub>O-Emissionen begünstigen. Maßnahmen entgegen einer Bodenverdichtung werden allgemein und insb. in Verbindung mit einer Vermeidung der Düngung in Fahrspuren empfohlen. Ein möglicher Ansatz liegt auch in Zugängen für ein Precision Farming bzw. Controlled Traffic Farming. Potenziell gegenläufige Wirkungen aus dem CO<sub>2</sub>-Umsatz sind zu beachten (Antille et al. 2015, Flessa et al. 2012, Beare et al. 2009).

### **Reduktion mineralische N-Düngung auf Ackerflächen, P1**

Bei Vermeidung von Ertragseinbußen impliziert die Maßnahme eine Optimierung der N-Düngergaben hinsichtlich Planung und Ausbringung. Angesprochen sind technische und organisatorische Maßnahmen u.a. bei Proteinkulturen (z.B. N<sub>min</sub>-Methode, N-Testung). Eine Schwierigkeit liegt darin, dass eine vollständige Umsetzung der Maßnahme die Passung von Produktionsintensität und Standortproduktivität erfordern würde.

Vorläuferemissionen aus der Mineraldüngerherstellung haben eine große Bedeutung für die Klimawirkung der landwirtschaftlichen Produktion, insbesondere wenn es um fossile Treibhausgas-Emissionen geht. Insgesamt wird eine erhöhte Effizienz in der N-Düngung als eines der wichtigsten Elemente zur THG-Reduktion in der Landwirtschaft gesehen (Wattiaux 2019, Vandr  et al. 2016, Alig et al. 2015, Gregoritsch et al. 2015, Janzen et al. 2015, Spanischberger/Mitterböck 2015, AAR 2014:784, Amon 2014, Powlson et al. 2014, Lünenbürger 2013, Flessa et al. 2012). Eine bedarfsgerechte mineralische N-Düngung kann auch den organischen Kohlenstoff im Boden erhöhen (Spanischberger/Mitterböck 2015).

### **Futterleguminosen als Zwischenfrüchte, P1**

Futterleguminosen können als Fruchtfolgeglied einen Beitrag zur Einsparung von N-Mineraldüngergaben leisten. Argumentationslinien hinter dieser Maßnahme betreffen neben der Mineraldüngerherstellung N-Emissionen ggü. mineralisch gedüngten Standorten, Humuswirkungen und Landnutzung (Erträge, Flächenproduktivität). Etwaige Veränderungen bei Bodendurchwurzelung, Humus, Bodenbearbeitung und Bodenbedeckung werden bei

anderen Maßnahmen behandelt. Das Risiko erhöhter N<sub>2</sub>O-Emissionen, die Frage der Anrechnung der Düngewirkung und Ertragswirkungen sind zu beachten (Alig et al. 2015, Schmeer et al. 2014, Flessa et al. 2012).

### **Körnerleguminosen als Zwischenfrüchte, P1**

Im Gegensatz zu Futterleguminosen leisten Körnerleguminosen meist einen geringeren Beitrag zur N-Düngung der Nachfrucht (Flessa et al. 2012). Auch hier stellt sich insgesamt die Frage Klimawirkung ceteris paribus. Bspw. stellen Plaza-Bonilla et al. (2018, Südwest-Frankreich) einen höheren Carbon Footprint beim Anbau von Körnerleguminosen als Teil der Fruchtfolge fest, sowohl pro ha als auch pro kg Getreide-N, wenn SOC-Änderungen berücksichtigt werden. Das umgekehrte Ergebnis resultiert ohne Berücksichtigung von SOC-Änderungen.

### **Zwischenfruchtbau (ohne Leguminosen), P0**

Neben anderen Effekten weisen Winterbegrünungen und Untersaaten sowohl positive (Humuserhalt, Stickstoffnachlieferungspotenzial und  $\Delta$ Mineraldüngerproduktion) als auch negative Wirkungen auf (C- und N-Verluste, direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen bei Einarbeitung) (Spanischberger/Mitterböck 2015, Flessa et al. 2012).

### **Ernterückstände vermehrt am Feld belassen, P0**

Die Einarbeitung von Ernterückständen steht in Zusammenhang mit einer C-Sequestrierung. Das Potenzial einer C-Sequestrierung ist allerdings je nach Standort und Bewirtschaftung begrenzt und reversibel. Es wird davon ausgegangen, dass in Österreich auf Ackerböden die Humusgehalte stabil gehalten werden (Spanischberger/Mitterböck 2015, AAR 2014, Flessa et al. 2012).

### **Ausbringung von Pflanzenkohle, P0**

Eine Ausbringung von Pflanzenkohle kann in Richtung Bodenverbesserung wirken, Kohlenstoffbindung ermöglichen und N<sub>2</sub>O-Emissionen reduzieren. Der Forschungsstand für eine umfassende Beurteilung ist bislang unzureichend (Alig et al. 2015, AAR 2014).

### **Inhibitoren für Lachgasemissionen (Nitrifikationshemmer), P0**

Der Forschungsstand zum Klimabeitrag von Nitrifikationshemmern ist unzureichend (Spanischberger/Mitterböck 2015, Flessa et al. 2012).



### **Bewässerungstechnik vermehrt bzw. effizienter einsetzen, P0**

Die Wirkung der Einrichtung von Bewässerungstechnik wird unterschiedlich eingeschätzt, sie gilt derzeit noch eher als Anpassungsmaßnahme, zugleich entstehen damit Emissionen in der Vorleistungskette. Bezogen auf die Frage der Ertragssicherung können damit allerdings erhebliche THG-Einsparungen verbunden sein (Alig et al. 2015, AAR 2014, Flessa et al. 2012).

### **3.4.2 Prozesse Milchkühe/Rindermast/Wiederkäuer**

#### **Umbruchlose Erneuerung von Dauergrünland, P1**

Die Neuansaat von Grünland verbunden mit Umbruch führt zu einem Abbau des organischen Kohlenstoffs im Boden, wohingegen der spätere Aufbau deutlich langsamer erfolgt. Eine dauerhafte Vermeidung des Umbruchs kann CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O-Emissionen einsparen, das Ausmaß hängt vom Standort ab (Spanischberger/Mitterböck 2015, Merbold et al. 2014, Flessa et al. 2012). Eine Schweizer Modellierung zeigt ein numerisch sehr hohes Potenzial (Alig et al. 2015). Relevant ist, ob nur eine Übersaat oder auch Techniken wie Fräsen oder Schlitzen, die ebenfalls hohe Emissionen implizieren können, zur umbruchlosen Erneuerung gezählt werden.

#### **N-optimierte Milchkuhfütterung, P0**

Nationalen Auswertungen zufolge bestehen kaum N-Überschüsse in der Milchkuhfütterung. Unter Abzug von Effekten aus der Weidehaltung sind geschätzte 5 % der Proben zu Harnstoffgehalten betroffen. Abhilfen könnten im Ausgleich von grasbetontem Grundfutter durch proteinärmeres Kraftfutter liegen (Flessa et al. 2012). Potenziell konterkarierende Effekte (N<sub>2</sub>O-Emissionen) wären zu prüfen.

#### **Grundfutterqualität für Milchvieh erhöhen, P0**

Eine Verbesserung der Grundfutterqualität bei Rindern wird als Möglichkeit einer Treibhausgas-Reduktion gesehen (Hörtenhuber et al. 2010). Zugleich birgt die Maßnahme die Gefahr einer Steigerung der CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen aufgrund einer Bewirtschaftungsintensivierung.

#### **Relation Grundfutter- zu Kraftfuttereinsatz optimieren, P1**

Die Wirkungen einer (isolierten) Erhöhung des Parameters Kraftfuttereinsatz pro Milchkuh ist unklar. Mehrjährige betriebliche Ökobilanzierungen verweisen auf einen ausschlaggebenden Einfluss der Relation von Grundfutter- zu Kraftfutterleistung (Drews et al. 2018).

### **Milchleistung pro Kuh begrenzt erhöhen, P1**

Eine moderate Erhöhung der Milchleistung pro Kuh innerhalb bestimmter Leistungsbereiche wird vielfach als klimapositiv diskutiert. Auch gegenteilige Effekte bei Leistungssteigerungen auf hohem Niveau sind dokumentiert. Für diese Maßnahme wird mitunter auch die Gewichtung von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O-Emissionen relevant sein (Flysjö et al. 2012, Zehetmeier et al. 2014, 2012).

### **Weideanteil bei Milchkühen und in der Rindermast erhöhen, P1**

Die Wirkung eines höheren Weideanteils wird kontrovers diskutiert (Mieleitner et al. 2011). Lorenz et al. (2019) zeigen auf Basis einer Meta-Analyse von 30 Beiträgen zur Milchproduktion, dass im direkten Vergleich von Weidesystemen, gemischten Systemen und Stallsystemen keine Unterschiede bestehen. Allerdings weisen bei gleichem Milchertrag die Weidesysteme einen komparativen Vorteil auf (ebd.).<sup>4</sup>

### **Verschiebung der Anteile Heu, Grassilage und Eingrasen, P0**

Die Wirkung eines höheren Anteils der einzelnen Verfahren ist unklar und scheint in Österreich derzeit aus ökonomischen bzw. arbeitswirtschaftlichen Gesichtspunkten als nur bedingt umsetzbar. Die Wirkung einer Veränderung der Anteile zwischen unterschiedlichen Konservierungsverfahren ist unzureichend dokumentiert (Mieleitner et al. 2011).

### **Agroforstsysteme einsetzen, P0**

Agroforstsysteme bieten Ansatzpunkte zur Verbesserung einer Reihe von Umweltwirkungen bzw. Umweltsystemleistungen und weisen ein hohes Klimaschutz-Potenzial auf (Alig et al. 2015). Für Österreich liegen allerdings noch wenige Daten über Wirkungszusammenhänge vor.

### **Futterzusätze Milchvieh (z.B. Ölsaaten, Kohle), P0**

Die vorliegenden Studien ermöglichen keine klare Aussage über die Wirkung von Futtermittelzusatzstoffen (Münger et al. 2019, Flessa et al. 2012, Mieleitner et al. 2011). Zukünftig potenziell mögliche Substanzen bzw. Technologien sind nicht auszuschließen.

---

<sup>4</sup> Lorenz et al. (2019) stellen diesen Effekt fest, obwohl sie GWP 100 als Maßstab verwenden. Es ist zu vermuten, dass eine Berechnung unter Verwendung von GTP 100 den Vorteil der Weidehaltung vergrößern würde.

### **Tiergesundheit und Nutzungsdauer Milchkühe erhöhen, P1**

Eine Erhöhung Lebensleistung und damit verbunden ein hohes Gesundheits- und Fruchtbarkeitsniveau und eine geringe Remontierungsrate können günstige Klimaeffekte beitragen. Unklar ist, inwieweit das Potenzial hierfür nachgewiesen und auch praktisch vorhanden ist. Zum Teil geht die Steigerung der Lebensleistung ohnehin mit betriebswirtschaftlichen Zielen einher und ist bspw. Ziel der genetischen Selektion (Zehetmeier et al. 2017, Alig et al. 2015, Flessa et al. 2012).

### **Anteil Zweinutzungsrasen erhöhen, P1**

Zweinutzungsrasen für Milch und Fleisch nehmen in österreichischen einen im internationalen Vergleich hohen Stellenwert und können aufgrund der Kuppelproduktion komparative Vorteile aufweisen, da auch der Rindfleischerzeugung ein wesentlicher Teil der Klimawirkungen zukommt (Lorenz et al. 2019, Zehetmeier et al. 2014, Flysjö et al. 2012, Leip et al. 2010).

### **Milchkuh-, Mastrinder- und Mutterkuhbestand verschieben/reduzieren, P1**

Maßnahmen in diesem Bereich thematisieren eine Verschiebung zwischen den Tierkategorien bzw. Ersatz durch andere Bewirtschaftungsformen (Ertl et al. 2016).

## **3.4.3 Prozesse Monogastrier**

### **N-optimierte Fütterung Monogastrier, P1**

„Die Verringerung der N-Ausscheidung und Steigerung der N-Effizienz in der Fütterung von Schweinen und Geflügel führt in mehreren Bereichen der tierischen Produktion zu einer Abnahme der Emissionen von Treibhausgasen [...]“ (Flessa et al. 2012). Eine fütterungsseitige Erhöhung der N-Produktivität kann deutliche numerische Effekte bedeuten (Alig et al. 2015). Zu beachten ist, inwieweit Betriebe die Maßnahmen – auch aus ökonomischen Gesichtspunkten – bereits umgesetzt haben, und inwieweit bei anderen Betriebe eine Machbarkeit besteht.

### **Einsatz von zertifizierten Futtermitteln (z.B. Europäische Herkunft), P1**

Abgesehen von fossilen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Transport implizieren überregional gehandelte Futtermittel mitunter sehr hohe Klimawirkungen aufgrund von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen (eigene Kalkulation auf Basis Futtermittelbilanzen und Schätzung der THG-Emission der Anbaus- und Transportsysteme aus LCA). Unklar sind aber

auch potenziell induzierte Landnutzungsänderungen und andere Umweltwirkungen bei Verlagerung von Produktionsmengen nach Europa oder ins Inland (Alig et al. 2015, Flessa et al. 2012, Hörtenhuber et al. 2010).

### **Anreize entgegen einer regionalen Konzentration von Tierbeständen, P0**

Eine standortangepasste, flächengebundene Viehhaltung kann eine Stabilisierung der Emissionen begünstigen. Demgegenüber liegt ein zentraler Teil der möglichen ökonomischen Strategien vieler der Betriebe in Österreich in einer Ausweitung der Intensität (Kirner 2018). Eine erfolgreiche Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahme würde Begleitmaßnahmen in Richtung höhere Wertschöpfung und/oder Diversifizierung der Betriebe erfordern.

### **3.4.4 Prozesse Wirtschaftsdünger**

Zu beachten sind bei Maßnahmen im Bereich Wirtschaftsdünger potenzielle Wirkungen in der Systemkette (Fütterung, Lagerung, Düngeplanung, Ausbringung) (Flessa et al. 2012), speziell etwa in Zusammenhang mit dem höheren Treibhauspotential von  $N_2O$  gegenüber  $CH_4$ . Darüber hinaus sind die genannten Maßnahmen im Bereich Wirtschaftsdünger potenziell darauf ausgerichtet, die fossilen  $CO_2$ -Emissionen aus Vorketten bzw. Logistik zu erhöhen – dies betrifft Zeitpunktmanagement und Lagerkapazitäten, Güllagerabdeckung und eine Vergärung von Wirtschaftsdünger in zentralen Biogasanlagen (Sajeev et al. 2018).

Eine Verlustreduktion im Wirtschaftsdüngerbereich erfordert begleitend eine entsprechende Adaption der anrechenbaren Verluste im Aktionsprogramm Nitrat, um treibhausgassteigernde Effekte in der nachgelagerten Prozesskette zu vermeiden. Denn einige der Maßnahmen bergen die Gefahr, N-Frachten und Emissionen auf das Feld zu verlagern. Maßgeblich könnten außerdem lokale Verdichtungen der Anfallsmengen und Veränderungen im Bodengefüge sein. Allgemein ist also bei Maßnahmen zur  $CH_4$ -Reduktion in der Prozesskette Stall-Ausbringung eine Erhöhung der N-Intensitäten und  $N_2O$ -Verluste in der nachgelagerten Prozesskette zu vermeiden.

### **Güllagerabdeckung, P0**

Eine Güllagerabdeckung kann direkt über eine Reduktion an  $CH_4$ -Verlusten (bauliche Bedingungen sind zu beachten) und indirekt über eine Reduktion der  $NH_3$ -Verluste und eine Erhöhung der N-Produktivität klimapositiv wirken. Essentiell ist die Anpassung der N-Flüsse aufgrund der erhöhten Anfallsmengen am Feld, da ansonsten durch die Maßnahme deutlich klimaschädlichere  $N_2O$ -Emissionen verursacht würden (Alig et al. 2015, Petersen et al. 2013, Flessa et al. 2012).

### **Organisation/Zeitpunkt der Wirtschaftsdünger-Ausbringung verbessern, P0**

Eine Verbesserung der Düngeplanung bzw. des Ausbringzeitpunktes auf tierhaltenden Betrieben kann direkt und indirekt über ein verbessertes Aufnahmepotenzial und über eine Erhöhung der N-Produktivität klimapositiv wirken. Das praktische Potenzial in Österreich wird als gering eingeschätzt bzw. wurde bereits in den letzten beiden Jahrzehnten realisiert (AAR 2014, Petersen et al. 2013, Flessa et al. 2012).

### **Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger verbessern, P0**

Eine Verbesserung der Ausbringtechnik kann mitunter über die Verteilgenauigkeit zu Verbesserungen in der N-Produktivität führen. Voraussetzung für eine klare Wirkung ist eine damit einhergehende Mineraldüngerreduktion (Alig et al. 2015, AAR 2014, Flessa et al. 2012).

### **Gülleverdünnung und Gülleseparierung bzw. getrennte Lagerung, P0**

Maßnahmen in Richtung einer Gülleverdünnung werden bereits aufgrund von anderen Umweltwirkungskategorien ergriffen und weisen unklare Wirkungen auf N<sub>2</sub>O-Emissionen auf. Eine Flüssigmistseparierung ist mit einem erhöhten Energieaufwand und nachteiligen Treibhausgaswirkungen und ökonomischen Wirkungen verbunden.

### **Festmistsysteme / höherer Strohanteil im Wirtschaftsdünger, P0**

Die Klimawirkungen von Systemen / Systemketten mit Festmist und Stroh sind insbesondere im Praxiskontext nicht hinreichend dokumentiert (Flessa et al. 2012, Mieleitner et al. 2011).

### **Güllezusätze, P0**

Der Forschungsstand zum Klimabeitrag von Güllezusätzen ist unzureichend (Flessa et al. 2012, Mieleitner et al. 2011).

### **Saubere Flächen im Stall, P0**

Ähnlich wie eine Güllelagerabdeckung können saubere Stallflächen eine höhere N-Produktivität implizieren und damit potenziell Emissionen aufs Feld verlagern, sofern nicht Gegenmaßnahmen in der Düngeplanung erfolgen. Das numerische Änderungspotenzial ist allerdings gering (Alig et al. 2015).

### **Vergärung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen, P1**

Eine Einbringung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen kann ein Beitrag zur Reduktion von CH<sub>4</sub>-Emissionen sein. Geeignet dafür sind dezentrale Biogasanlagen (Kleinstbiogasanlagen im Bereich bis 50 kW thermische Leistung bzw. äquivalente elektrische Leistung), verbunden mit der Schaffung der rechtlichen Rahmenbedingungen zur technischen Umsetzung. Wirtschaftlichkeitsüberlegungen könnten eher zu großen zentralen Anlagen führen, diese bergen aber die Gefahr, zusätzliche N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Emissionen zu generieren (lokale N-Konzentrationen, Bau und Logistik). In der Literatur werden auch größere Biogasanlagen mit hohem Gülleanteil als unter bestimmten Bedingungen zur THG-Reduktion geeignet angesehen (Flessa et al. 2012, Hörtenhuber et al. 2010). Nicht abschließend geklärt sind Fragen der Düngewirkung (und Anrechnung) der Gärreste (Alig et al. 2015).

### **3.4.5 Prozesse Betriebsmanagement**

Allgemein können im Bereich Betriebsführung und Betriebsmanagements unterschiedliche Maßnahmen getroffen werden, die nicht direkt einem Produktionsprozess zugeordnet sind (Alig et al. 2015, AAR 2014, Flessa et al. 2012).

### **Nicht-landwirtschaftliche Energieerzeugung am Betrieb, P1**

Maßnahmen zur Erzeugung von erneuerbarer Energie am Betrieb außerhalb der Urproduktion, also bspw. solarthermische Anlagen und Photovoltaik-Anlagen, können einen günstigen Klimabeitrag bedeuten (Alig et al. 2015, Mieleitner et al. 2011).

### **Einsatz von erneuerbaren Energieträgern (Wärme, Strom, Traktion), P1**

Einer (bilanziellen) Ersetzung von fossilen durch erneuerbare Energieträger kann eine relevante Wirkung zukommen. Ein Beispiel ist der Bezug von Ökostrom am Betrieb (Alig et al. 2015).

### **Energieeinsatz und Energieeffizienz (Wärme, Strom Traktion), P1**

Beispiele sind die Reduktion des Treibstoffbedarfs oder Wärmerückgewinnung in Stallungen (Alig et al. 2015).

### **Maschinenauslastung verbessern, P1**

Eine Verbesserung der Maschinenauslastung gilt als organisatorisch aufwendig und zeigt eine vergleichsweise geringe numerische Wirkung. Für diese Maßnahme ist insgesamt die Frage der Machbarkeit bzw. geeigneter Anreizsysteme relevant (Alig et al. 2015).

### **Fruchtfolgen ausweiten bzw. Planung und Umsetzung optimieren, P0**

Hiermit angesprochen sind allgemeine organisatorische Maßnahmen im Bereich der Fruchtfolgeplanung, die über die im Bereich Ackerbau genannten Maßnahmen hinausgehen.

### **Management auf Betrieben weiter verbessern, P1**

Eine Verbesserung des Managements auf Betrieben führt über die in den Bereichen Wiederkäuer und Monogastrier genannten Maßnahmen hinausgehend zu einer erhöhten Produktivität und verringerten Klimawirkungen (beispielsweise über Lebensleistung, Tageszunahmen und N-Produktivität) (Guggenberger et al. 2019, Drews et al. 2018).

### **Strategische Betriebsausrichtung forcieren, P0**

Fragen der Betriebsstrategie nehmen relevanten Einfluss auf THG-Emissionen und Carbon Footprint und übersteigen mitunter Effekte aus einzelnen betrieblichen Teilbereichen (Guggenberger et al. 2019, Lorenz et al. 2019, Drews et al. 2018, Yan et al. 2013).

### **Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe, P1**

Unter dem Begriff Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe wird ein Instrument im Sinne der Bewusstseinsbildung verstanden, das es Entscheidungsträgern am Betrieb ermöglicht, klimarelevante Wirkungsbereiche einfach und praktikabel festzustellen und Handlungsspielräume zu erkennen.

## **3.4.6 Landnutzung und Landwirtschaft allgemein**

In der Vergangenheit (1990 bis 2010) hat sich gemäß Landnutzungsbilanz eine Netto-Senkenwirkung hin zu Wald und Grünland ergeben, die für die Zukunft nicht in der Form besteht (Spanischberger/Mitterböck 2015, UBA REP-0622). Es werden potenzielle weitere Maßnahmen thematisiert. Neben Landnutzungsänderungen sind auch Landmanagementänderungen zu berücksichtigen.



### **Maßnahmen integrierter Bewirtschaftung, P1**

Allgemein werden im Bereich der Urproduktion Maßnahmen für ein integriertes Zusammenspiel von Marktfruchtbau, Futterbau und Tierhaltung diskutiert. Hinzu kommen auch Fragen der Ausrichtung des Tierbestands am regionalen Futteraufkommen (Alig et al. 2015, AAR 2014, Petersen et al. 2013, Flessa et al. 2012, Niggli et al. 2009)

### **Anteil Biologische Tierhaltung/ Landwirtschaft erhöhen, P1**

Beiträge einer ökologischen Landwirtschaft auf die Treibhausgas-Frachten und Klimawirkungen der Landwirtschaft werden unterschiedlich diskutiert, fallen aber häufig verbunden mit einer geringeren Intensität geringer aus (Lorenz et al. 2019, Hülsbergen/Rahmann 2015, Lünenbürger 2013, Flessa et al. 2012, Kral 2012). Beispielsweise stellen Schmid et al. (2017) für bilanzierte bayrische Betriebe mit ökologischer Bewirtschaftung geringere CO<sub>2</sub>-Emissionen, N<sub>2</sub>O-Emissionen und eine höhere C-Sequestrierung fest.

### **Umwandlung von Acker zu Dauergrünland, P0**

Eine Erhöhung des Anteils an Dauergrünland führt zu vielfältigen Bewirtschaftungsänderungen und wirtschaftlichen Veränderungen und wird vorläufig nicht in die betrachteten Maßnahmen aufgenommen. Insgesamt könnten im nationalen System widersprüchliche Gesamtwirkungen bestehen (Flessa et al. 2012, Mieleitner et al. 2011, Soussana et al. 2010). Lynch et. al. (2019) zeigen bspw. auf Basis einer internationalen Meta-Analyse von 22 Studien zur Rindfleischproduktion einen numerischen Vorteil einer grünlandbasierten Rindermast gegenüber anderen Systemen.

### **Umwandlung zu Siedlungsfläche vermindern, P0**

Landnutzungs-Änderungen hin zu versiegelten Dauersiedlungsflächen nehmen einen relevanten Stellenwert in der territorialen Emissionsbilanz ein. Handlungsrelevante Grundlagen betreffen sowohl Betriebsentscheidungen als auch Maßnahmen in der Raumordnung. Die Betriebsseite ist über mehrere der anderen Maßnahmen abgebildet (Spanischberger/Mitterböck 2015).

### **Reduktion der Bewirtschaftung organischer Böden, P1**

Eine Extensivierung von Mooren, anmoorigen Gebieten und anderen organischen Böden verbunden mit einer Erhöhung des Grundwasserspiegels kann CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O-Emissionen reduzieren und potenziell eine Einlagerung von Kohlenstoff ermöglichen (Zehetmeier et al. 2017, Spanischberger/Mitterböck 2015, Lünenbürger 2013, Flessa et al. 2012).

### **Extensive Lagen schrittweise weniger bewirtschaften, P0**

Eine Reduktion der Bewirtschaftung extensiver Lagen impliziert vielfältige Wirkungen und ist in ihrer Summe unklar. Es wären Begleitmaßnahmen in Richtung höhere Wertschöpfung und/oder Diversifizierung der Betriebe zu erwägen.

### **Nahrungsmittelproduktionsmenge, P1**

Historische Zeitreihen und Projektionsstudien verweisen auf eine (laufende) Steigerung der Menge an produzierten Nahrungsmitteln auch in klimarelevanten Bereichen (Sinabell 2018).

### **Innersektorale Aufteilung der Nahrungsmittelproduktion, P1**

Zeitreihen zeigen einen kontinuierlichen Rückgang des Selbstversorgungsgrades an produzierten Nahrungsmitteln insgesamt und teilsektoral, beispielsweise etwa bei Getreide (bedingt durch die nationalen komparativen Vorteile) (Sinabell 2018). Eine Verschiebung zwischen den Teilspektoren würde zu einer Veränderung der produktionsseitigen und auch der konsumtionsseitigen Treibhausgasbilanz beitragen. Österreichische Studien verweisen auf die Möglichkeiten eines alternativen Proteinbezugs, bspw. aus Mahlweizen oder Kartoffeln, bzw. auf die anteilige Relevanz der Höhe des Tierbestands an der Agrarproduktion (Ertl et al. 2016, AAR 2014, Hörtenhuber/Zollitsch 2011).

### **Landnutzungs- und Lebensmittelstrategie zwischen Landwirtschaft und Tourismus, P0**

Die Entwicklung einer Landnutzungs- und Lebensmittelstrategie in Abstimmung zwischen Landwirtschaft und Tourismus stellt eine komplexe strategische Maßnahme dar. Aufgrund der Interdependenz mit dem angrenzenden Wirtschaftsbereich Tourismus und aufgrund der hohen Menge an tourismusinduzierter Nachfrage nach Lebensmitteln käme dieser Frage allerdings eine hohe Bedeutung bei (337.000 Dauergastäquivalente) (Guggenberger 2018).

### **Wirkung nachgelagerter Transporte, P0**

Verschiedene Studien schätzen die Wirkung nachgelagerter Transporte als produktspezifisch unterschiedlich und als vielfach unbedeutend ein. Liegt der Fokus auf fossilen THG-Emissionen, so liegt der Anteil aber im zweistelligen Prozentbereich (Winkler et al. 2018, Koerber und Kretschmer 2007 zit. n. BMLFUW 2012b, Mieleitner et al. 2011).

### **Reduktion Torfverwendung im Gartenbau, P0**

Eine Reduktion der Torfverwendung impliziert positive Klimawirkungen (Flessa et al. 2012). Die Maßnahme liegt außerhalb der Landwirtschaft i.e.S.

## **Flächengebundene Energieerzeugung, P0**

Aufgrund von potenziell maßgeblichen Verlustpfaden, Emissionen und induzierten Landnutzungsänderungen wird eine Biomasseproduktion zur Kraftstoffherstellung nicht empfohlen (Searchinger et al. 2018, Smith 2017, Flessa et al. 2012). Demgegenüber kann einer Biomasseverwertung auf Basis von Reststoffen und mitunter Kurzumtriebsplantagen für die Nutzung in Kleinfeuerungsanlagen eine positive Wirkung zukommen (Flessa et al. 2012).

### **3.4.7 Nachfrageseitige Maßnahmen**

Exemplarisch sollen auch zwei nachfrageseitige Maßnahmen genannt werden. Diese liegen außerhalb des Betrachtungsrahmens Landwirtschaft bis Grenze Hoftor, nehmen aber Einfluss auf die Höhe der Emissionen im Sektor Landwirtschaft.

#### **Ernährungszusammensetzung, P0**

Österreichische Studien verweisen auf einen reduzierten Flächenbedarf und verringerte Emissionen bei einer veränderten Ernährungszusammensetzung entsprechend verbreiteter Gesundheitsempfehlungen (circa -30 %) (Winkler et al. 2018, Guggenberger et al. 2016, Thaler et al. 2015). Eine deutsche Studie auf Ebene Nahrungsmittel errechnet, dass bei Berücksichtigung der Empfehlungen der deutschen Gesellschaft für Ernährung um rund 25 % geringere THG-Emissionen resultieren würden. Alleine, wenn man die Ernährungsgewohnheiten der Männer der Zusammensetzung, nicht der Menge nach, jenen von Frauen gleichsetzen würde, könnten 10 % der THG-Emissionen eingespart werden (Meier/Christen 2011).

#### **Weggeworfene Lebensmittel, P0**

Ein Beispiel für eine nationale Studie bietet Griechenland. Abeliotis et al. (2015) errechnen auf Basis einer Studie mit 252 Haushalten ein Einsparungspotenzial an ca. 30 kg weggeworfenen Lebensmitteln pro Kopf und Jahr (von gesamt 100 kg). Einem LCA-Zugang entsprechend, mit Emissionsfaktoren aus internationalen Datenbanken und statistisch hochgerechnet ergibt sich für Griechenland ein Einsparungspotenzial von ca. 5.700 kt CO<sub>2</sub>-Äq (Abeliotis et al. 2015).

## 4 Zwischenfazit

Als vorläufiges Fazit zum Zwischenbericht ist festzuhalten, dass sowohl den naturwissenschaftlichen Zusammenhängen, methodischen Fragen der Treibhausgas-Messung, Berechnung und Bilanzierung als auch praktischen Gesichtspunkten der Maßnahmenumsetzung hohes Augenmerk zukommt. Im naturwissenschaftlichen Bereich liegen vielfach Studienergebnisse vor, im Bereich der Quantifizierung von Minderungsmaßnahmen zu N<sub>2</sub>O-Emissionen bestehen Unsicherheiten. Bilanzierungsseitig stehen Fragen der Fristigkeit und der Zurechnung biogener und fossiler (bzw. natürlicher und anthropogener) Emissionen im Vordergrund. Überdies ist die Frage der territorialen und sektoralen Abgrenzung zu behandeln. Es sind somit neben den gesamtbetrieblichen Effekten über Prozessschritte und Produktgruppen hinweg auch die gesamtsektoralen Wirkungen in der Landwirtschaft und darüber hinaus zu berücksichtigen.

Ausgehend vom Zwischenbericht könnte ein versuchsweiser Ansatzpunkt in der Darstellung einer Cradle-to-gate Bilanz für modellierte nationale Betriebe bestehen. Damit könnten ausgehend von bekannten nationalen Nährstoff- und Ressourcenströmen Abschätzungen für die potenzielle Größenordnung der Wirkung von Maßnahmen getroffen werden. Eine weiterführende Abschätzung von Vermeidungskosten wird überdies von der klimapolitischen Gewichtung von Treibhausgasen und von agrarpolitischen Zielen in Hinblick auf Versorgungsleistung und Betriebsstruktur abhängen und diese daher thematisieren müssen. Die Auswahl der vorläufig priorisierten Maßnahmen kann weiter diskutiert bzw. konkretisiert werden. Für die weitere Bearbeitung werden die Maßnahmen gruppiert, näher definiert und operationalisiert.

# 5 Literaturverzeichnis

## 5.1 Allgemeine Literatur

**AAR (2014).** Eitzinger, J., Haberl, H., Amon, B., Blamauer, B., Essl, F., Gaube, V., Habersack, H., Jandl, R., Klik, A., Lexer, M., Rauch, W., Tappeiner, U., Zechmeister-Boltenstern, S. Band 3: Klimawandel in Österreich: Vermeidung und Anpassung. Kapitel 2: Land- und Forstwirtschaft, Wasser, Ökosysteme und Biodiversität.

**Alig Ceesay, M., Prechsl, U., Schwitter, K., Waldvogel, T., Wolff, V., Wunderlich, A., Zorn, A., Gaillard, G. (2015).** Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmassnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. *Agroscope Science* 29:1 160.

**BEK Arbeitsgruppe (2016).** Effenberger, M., Gödeke, K., Grebe, S., Haenel, H.D., Hansen, A., Häußermann, U., Kätsch, S., Lasar, A., Nyfeler-Brunner, A., Osterburg, B., Paffrath, P., Poddey, E., Schmid, H., Schraml, M., Wulf, S., Zerhusen, B. Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. KTBL, Darmstadt.

**BMLFUW (2012a)** – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Die österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel, Teil 2 – Aktionsplan Handlungsempfehlungen für die Umsetzung, Wien 2012.

**BMLFUW (2012b)** – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Klimawandel – „vom Acker bis zum Teller“, Wien 2012.

**Bystricky, M., & Nemecek, T. (2015).** SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. Bericht Abschlussstagung des Projektes FarmLife. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, 23-32.

**De Haan, P., Peters, A., Semmling, E., Marth H. Kahlenborn, W. (2015).** Rebound-Effekte: Ihre Bedeutung für die Umweltpolitik. Umweltbundesamtes (Hrsg.), Dessau-Roßlau.

**Downie, A., Lau, D., Cowie, A., & Munroe, P. (2014).** Approaches to greenhouse gas accounting methods for biomass carbon. *Biomass and Bioenergy*, 60, 18-31.

**Flessa, H., Müller, D., Plassmann, K., Osterburg, B., Techen, A. K., Nitsch, H., Nieberg, H., Sanders, J., Meyer zu Hartlage, O., Beckmann, E., Anspach, V. (2012).** Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. VTI.

**Hediger, W., Hartmann, M., Peter, S., & Lehmann, B. (2004).** Ökonomische Beurteilung und Monetarisierung der landwirtschaftlichen Leistungen im Klimaschutz: Schlussbericht zum "CO<sub>2</sub>-Senkenprojekt". Schriftenreihe/ETH Zürich, Institut für Agrarwirtschaft, 2004(3).

**Herndl, M., Baumgartner, D.U., Guggenberger, T., Bystricky, M., Gaillard, G., Lansche, J., Fasching, C., Steinwider, A., Nemecek, T. (2016).** Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. Abschlussbericht, BMLFUW, Wien.

**Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019).** 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.

**Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006).** 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.

**Klöpffer, W. & Grahl, B. (2007).** Ökobilanz (LCA). Ein Leitfadens für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.

**Lengers, B., & Britz, W. (2012).** The choice of emission indicators in environmental policy design: an analysis of GHG abatement in different dairy farms based on a bio-economic model approach. Review of agricultural and environmental studies, INRA, 93 (2), 117-144.

**Shoemaker, J. K., & Schrag, D. P. (2013).** The danger of overvaluing methane's influence on future climate change. Climatic Change, 120(4), 903-914.

**Searchinger, T. D., Wiersenius, S., Beringer, T., & Dumas, P. (2018).** Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. Nature, 564(7735), 249.

**Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., Weinberger, D. (2018).** Austrian Agriculture 2020-2050. Austrian Agriculture 2020-2050. Scenarios and Sensitivity Analyses on Land Use, Production, Livestock and Production Systems. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung und Universität für Bodenkultur, Wien.

**Stolze, M., Weisshaidinger, R., Bartel, A., Schwank, O., Müller, A., & Biedermann, R. (2019).** Chancen der Landwirtschaft in den Alpenländern – Wege zu einer raufutterbasierten Milch-und Fleischproduktion in Österreich und der Schweiz. Haupt Verlag, Zürich-Bern.

**UBA, REP-0622 (2017).** Klimaschutzbericht 2017. Report REP-0622 Umweltbundesamt GmbH, Wien.

**UBA, REP-0610 (2017).** GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Report REP-0610. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

**Van Den Berg, M., Hof, A. F., Van Vliet, J., & Van Vuuren, D. P. (2015).** Impact of the choice of emission metric on greenhouse gas abatement and costs. *Environmental Research Letters*, 10(2), 024001.

## 5.2 Literatur zu Maßnahmen

**Abeliotis, K., Lasaridi, K., Costarelli, V., & Chroni, C. (2015).** The implications of food waste generation on climate change: The case of Greece. *Sustainable production and consumption*, 3, 8-14.

**Amon, B. (2014).** FarmClim: Farming for a better climate by improving nitrogen use efficiency and reducing greenhouse gas emissions. Projektbericht. Universität für Bodenkultur, Wien.

**Antille, D. L., Chamen, W. C., Tullberg, J. N., & Lal, R. (2015).** The potential of controlled traffic farming to mitigate greenhouse gas emissions and enhance carbon sequestration in arable land: a critical review. *Transactions of the ASABE*, 58(3), 707-731.

**Beare, M. H., Gregorich, E. G., & St-Georges, P. (2009).** Compaction effects on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(3), 611-621.

**Drews, J., Czycholl, I., & Krieter, J. (2018).** Einfluss von Leistungsparametern auf die Ökobilanzierung von Milchviehbetrieben.

**Ertl, P., Steinwidder, A., Schönauer, M., Krimberger, K., Knaus, W., Zollitsch, W. (2016).** Net food production of different livestock: A national analysis for Austria including relative occupation of different land categories. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 67/2, 91-103. Wien.

**Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M., & Ledgard, S. (2012).** The interaction between milk and beef production and emissions from land use change—critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, 28, 134-142.

**Gregorich, E., Janzen, H. H., Helgason, B., & Ellert, B. (2015).** Nitrogenous gas emissions from soils and greenhouse gas effects. In *Advances in agronomy* (Vol. 132, pp. 39-74). Academic Press.

**Guggenberger, T., Blaschka, A., Fritz, C., Herndl, M., Terler, G. (2019).** Bedeutende Entscheidung auf dem Weg zur Ökoeffizienz am Bio-Milchviehbetrieb. Fachtagung für Biologische Landwirtschaft 2019. Raumberg-Gumpenstein. 37 – 44.

**Guggenberger, T. (2018).** Die heimische Landwirtschaft im Überblick: Relevanz für den Tourismus in Österreich. Vortrag Lebensmitteldialog Österreich. 5.11.2018, St. Wolfgang.

**Guggenberger, T., Bartelme, N., Steinwidder, A., Finotti, E., Zainer, I. (2016).** Könnte die heimische Biolandwirtschaft die Bevölkerung Österreichs im Jahr 2050 potenziell ernähren? Österreichische Fachtagung für Biologische Landwirtschaft 2016, 10.11.2016 HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 61-64.

**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. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25(4), 316-329.

**Hülsbergen, K-J., Rahmann, G. (2015).** Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Forschungsergebnisse 2013-2014. Thünen Report 29. Weihenstephan/Trenthorst.

**Janzen, H. H., Helgason, B., & Ellert, B. (2015).** Nitrogenous gas emissions from soils and greenhouse gas effects. In *Advances in agronomy* (Vol. 132, pp. 39-74). Academic Press.

**Kirner, L. (2018).** Strategische Ausrichtung von Rinder- und Schweinehalten in Österreich. Forschungsbericht. Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik, Wien.

**Kral, I. (2011).** Treibhausgasemissionen von Rind- und Schweinefleisch entlang der Produktionskette Landwirtschaft bis Großküche unter besonderer Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Produktionsform. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien.



**Lal, R. (2019)** Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, Volume 24, Issue 8. 3285-3301.

**Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., ... & Biala, K. (2010).** Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS).

**Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., & Taube, F. (2019).** Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of cleaner production*, 211, 161-170.

**Lünenbürger, B., Benndorf, A., Börner, M., Burger, A., Ginzky, H., Ohl, C., ... & Stroogies, M. (2013).** Klimaschutz und Emissionshandel in der Landwirtschaft. *Climate Change*, 1(2013), 1-41.

**Lynch, J. (2019).** Availability of disaggregated greenhouse gas emissions from beef cattle production: A systematic review. *Environmental impact assessment review*, 76, 69-78.

**Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D., & Buchmann, N. (2014).** Greenhouse gas budget (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) of intensively managed grassland following restoration. *Global change biology*, 20(6), 1913-1928.

**Mieleitner, J., Baumgartner, D. U., & Gaillard, G. (2011).** Qualitative Evaluation von Massnahmen zur Senkung der Treibhausgasemissionen von Landwirtschaftsbetrieben. *Agroscope Reckenholz-Tänikon ART*, Zürich, 43.

**Münger, A., Eggerschwiller, L., Silacci, P., Dohme-Meier, F. (2019).** Methanemissionen von Milchkühen. Einfluss von Ölsaaten im Futter. *Agrarforschung Schweiz* 10 (2), 74-79.

**Petersen, S. O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., & Sommer, S. G. (2013).** Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal*, 7(s2), 266-282.

**Plaza-Bonilla, D., Nogué-Serra, I., Raffailac, D., Cantero-Martínez, C., & Justes, É. (2018).** Carbon footprint of cropping systems with grain legumes and cover crops: A case-study in SW France. *Agricultural systems*, 167, 92-102.

**Powlson, D. S., Stirling, C. M., Jat, M. L., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., & Cassman, K. G. (2014).** Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4(8), 678–683.

**Powlson, D. S., Whitmore, A. P., Goulding, K. W. T., (2011).** Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false.

**Pöllinger, A. (2019).** Persönliche Mitteilung am 13.11.2019, Raumberg-Gumpenstein.

**Sajeev, M., Purath, E., Winiwarter, W., & Amon, B. (2018).** Greenhouse gas and ammonia emissions from different stages of liquid manure management chains: abatement options and emission interactions. *Journal of environmental quality*, 47(1), 30-41.

**Schiefer, J., Lair, G. J., Lüthgens, C., Wild, E. M., Steier, P., & Blum, W. E. (2018).** The increase of soil organic carbon as proposed by the “4/1000 initiative” is strongly limited by the status of soil development-A case study along a substrate age gradient in Central Europe. *Science of the Total Environment*, 628, 840-847.

**Schmeer, M., Loges, R., Dittert, K., Senbayram, M., Horn, R., & Taube, F. (2014).** Legume-based forage production systems reduce nitrous oxide emissions. *Soil and Tillage Research*, 143, 17-25.

**Schmid, H., Braun, M., & Hülsbergen, K. J. (2012).** Klimawirksamkeit und Nachhaltigkeit von bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben. *Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern*, 137-143.

**Soussana, J. F., Tallec, T., & Blanfort, V. (2010).** Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), 334-350.

**Smith, K. A. (2017).** Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. *European journal of soil science*, 68(2), 137-155.

**Spanischberger, A., Mitterböck, N. (2015).** Arbeitsgruppe Boden und Klima. Einflussfaktoren, Daten, Maßnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

**Zethner, G., Sedy, K., Schwarzl, B. (2015).** Evaluierung der Maßnahme pflugloser Ackerbau hinsichtlich der Klimarelevanz. UBA Report REP-0622. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

**Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., & Kroiss, H. (2015).** Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. *Agricultural Systems*, 136, 14-29.

**Vandré, R., Häußermann, U., Grebe, S., Roth, U., Wulf, S., & Döhler, H., (2015).** Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. KTBL, Darmstadt.

**Yan, M. J., Humphreys, J., & Holden, N. M. (2013).** Life cycle assessment of milk production from commercial dairy farms: the influence of management tactics. *Journal of dairy science*, 96(7), 4112-4124.

**Zehetmaier, M., Zickgraf, W., Effenberger, M., & Zerhusen, B. (2017).** Treibhausgas-Emissionen in bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben: Verknüpfung von erhobenen Betriebsdaten, Treibhausgas (THG)-Modellen und Geodaten als Grundlage für die ex ante Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft (Vorstudie). Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

**Zehetmeier, M., Hoffmann, H., Sauer, J., Hofmann, G., Dorfner, G., & O'Brien, D. (2014).** A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agricultural Systems*, 129, 55-67.

**Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., & Heißenhuber, A. (2012).** Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal*, 6(1), 154-166.

**HBLFA Raumberg-Gumpenstein**

Landwirtschaft

Raumberg 38, 8952 Irdning-Donnersbachtal

[raumberg-gumpenstein.at](http://raumberg-gumpenstein.at)