



Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Abschlussbericht

Impressum:

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: <http://www.LfL.bayern.de>

Redaktion: Institut für Landtechnik und Tierhaltung
Vöttinger Str. 36, 85354 Freising
E-Mail: TierundTechnik@LfL.bayern.de
Tel.: 08161/71-3450

Januar 2013

© LfL

Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Abschlussbericht

Martine Schraml
Dr. Mathias Effenberger

Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben

Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
Ludwigstr. 2
86179 München

Auftragsdatum: 11.11.2007 (A/10/06)

Projektleitung: Dr. Ing. Mathias Effenberger

Bearbeiter: Dipl.Ing.agr. Martine Schraml

Berichtsabschluss: 15.01.2013

Berichtsumfang: 71 Seiten

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Abkürzungsverzeichnis	8
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	10
Zusammenfassung	11
Summary	12
1 Einleitung	13
2 Stand des Wissens	14
2.1 Product Carbon Footprint (PCF)	14
2.1.1 Methoden der PCF-Bilanzierung	14
2.1.2 Werkzeuge für die Bilanzierung	16
2.2 PCF landwirtschaftlicher Produkte aus dem Pflanzenbau	16
3 Zielstellung	18
4 Material und Methoden	19
4.1 Werkzeuge für die Bilanzierung	19
4.1.1 Software	19
4.1.2 Methode	19
4.2 Untersuchungsrahmen	19
4.2.1 Beschreibung des zu untersuchenden Produktsystems	20
4.2.2 Funktionelle Einheit	20
4.2.3 Allokationsverfahren	20
4.2.4 Methode für die Wirkungsabschätzung	22
4.2.5 Beschreibung der Daten	22
5 Ergebnisse	23
5.1 Aufbau der Datenbank - Modellannahmen und Datengrundlage	23
5.1.1 Betriebsbeschreibung	23
5.1.2 Bilanzierte Früchte	23
5.1.3 Fruchtfolge	23
5.1.4 Humusbilanz	23
5.1.5 Saat- und Pflanzgut	25
5.1.6 Ertrag	25
5.1.7 Düngung	25
5.1.7.1 Ermittlung und Zusammensetzung der Düngung	26

5.1.7.2	Emissionen aus der Produktion mineralischer Dünger.....	27
5.1.8	Bodenbürtige Emissionen	29
5.1.8.1	Direkte Lachgasemissionen.....	29
5.1.8.2	Indirekte Lachgasemissionen	29
5.1.8.2.1	Emissionen nach Deposition gasförmiger N-Verbindungen.....	29
5.1.8.2.2	Emission nach Deposition ausgewaschener N-Verbindungen.....	29
5.1.8.3	Bodenbürtige Kohlenstoffdioxidemissionen.....	30
5.1.9	Pflanzenschutz.....	30
5.1.10	Boden	31
5.1.10.1	Bodentextur	31
5.1.10.2	Gehalt an organischem Kohlenstoff (Humusgehalt)	32
5.1.10.3	Wasserhaushalt	33
5.1.11	Energie	35
5.1.11.1	Diesel	35
5.1.11.2	Heizöl.....	36
5.1.11.3	Strom.....	36
5.1.12	Agrarumweltmaßnahmen.....	37
5.1.12.1	Maßnahmen nach KULAP	37
5.1.12.1.1	Gesamtbetriebliche Maßnahmen	37
5.1.12.1.2	Grünland.....	37
5.1.12.1.3	Acker.....	38
5.1.12.1.4	Spezielle Bewirtschaftungsformen zum Erhalt der Kulturlandschaft.....	40
5.1.12.2	Maßnahmen nach VNP	41
5.1.12.2.1	Biotoptyp Acker.....	41
5.1.12.2.2	Biotoptyp Wiese	41
5.1.12.2.3	Biotoptyp Weide.....	42
5.1.13	Arbeiten.....	42
5.1.13.1	Bodenbearbeitung	43
5.1.13.2	Saatbettbereitung	43
5.1.13.3	Saat.....	43
5.1.13.4	Pflanzenschutzmaßnahmen	43
5.1.13.5	Düngungsmaßnahmen.....	43
5.1.13.5.1	Mineralische Düngung	43
5.1.13.5.2	Organische Düngung.....	44
5.1.13.6	Ernte.....	44

5.1.13.7	Transport	44
5.1.13.8	Reinigung, Trocknung und Lagerverluste.....	44
5.1.13.9	Stoppelbearbeitung	45
5.1.14	Zwischenfruchtanbau	45
5.1.15	Landnutzungsänderung	46
5.2	Einsatz der Datenbank: Beispiel Wintergerste	47
6	Diskussion	51
6.1	Datenqualität.....	51
6.2	Methodik der Berechnung	52
6.3	Treibhausgasbilanz von Wintergerste.....	52
7	Schlussfolgerungen	53
8	Weiterführende Arbeiten.....	54
	Danksagung.....	55
	Veröffentlichungen	56
	Literaturverzeichnis.....	57
	Anhang	62

Abkürzungsverzeichnis

CO ₂ e	CO ₂ -Äquivalent
dt	Dezitonne
EF	Emissionsfaktor
GWP	Global warming potential
ha	Hektar
LUC	Land Use Change (Landnutzungsänderung)
PCF	Product Carbon Footprint (CO ₂ e-Fußabdruck)
THG	Treibhausgas
TKG	Tausendkorngewicht
WFPS	Water filled pore space

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Unterschiede zwischen den Bilanzierungsmethoden PAS 2050:2008 (PAS), Greenhouse Gas Protocol (GHGP), BP X 30-323 (BPX) und TS Q 0010 (TSQ). Die Pfeile geben an, bei welchen Methoden die jeweilige Eigenschaft schärfer bzw. stärker verlangt wird..... 15
- Abbildung 2: System eines pflanzenbaulichen Produkts eingebettet in bilanzbeeinflussende Rahmenbedingungen (links) und grobe Produktsysteme der Vorleistungen (rechts); die Prozessmodule □ sowie die Elementar- und Produktflüsse an Energie ○, externen Vorleistungen △, internen Vorleistungen ◇ und an Emissionen sind eingetragen. 21
- Abbildung 3: Nomogramm zur Ermittlung der mittleren Trockenrohdichten TRD (g cm^{-3}) der effektiven Lagerungsdichteklassen in Abhängigkeit von der Bodenart (Renger et al., 2008). 33
- Abbildung 4: Durchschnittliche flächenbezogene Treibhausgasbilanz von bayerischer Wintergerste in $\text{kg CO}_2\text{e ha}^{-1}$. Die Prozentangaben stellen den Anteil einer Emissionsquelle an den Gesamtemissionen dar (Immissionen aus dem Humusaufbau sind ausgenommen). 47
- Abbildung 5: Mittelwert der flächenbezogenen Treibhausgasbilanz von Wintergerste in $\text{kg CO}_2\text{e ha}^{-1}$ innerhalb der einzelnen Landkreise in Bayern. 48
- Abbildung 6: Darstellung der Treibhausgasbilanzen für Wintergerste in Abhängigkeit von den Treibhausgasemissionen aus der Mineraldüngung und den Emissionsfaktoren für Lachgas auf Landkreisebene in Bayern. 49

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Bewertung der gängigen Bilanzierungs-Software (sehr negativ: -- bis sehr gut: ++) nach Obersteiner & Salhofer (2009).....	16
Tabelle 2:	Produktbezogene Treibhausgasbilanzen (kg CO ₂ e kg ⁻¹) verschiedener Fruchtarten.....	17
Tabelle 3:	Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ e pro kg Dünger aus der Produktion verschiedener mineralischer Dünger.....	28
Tabelle 4:	Im Rahmen der Bodenschätzung erhobene Bodeneigenschaften.	31
Tabelle 5:	Zuordnung der Gehalte an Ton, Schluff und Sand sowie der Bearbeitbarkeit des Bodens abgeleitet von der Bodenarten-Einteilung im Rahmen der Bodenschätzung.	32
Tabelle 6:	Näherungswerte für Corg-Gehalte bewirtschafteter Böden in Bayern nach Capriel (2010).	32
Tabelle 7:	Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ e (kg Diesel) ⁻¹ aus der Herstellung von Diesel (Ecoinvent, 2011).	35
Tabelle 8:	Emissionsfaktoren in kg TJ ⁻¹ zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen aus dem Verbrauch von Diesel (IPCC, 2006).....	36
Tabelle 9:	Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ e (kg Heizöl) ⁻¹ aus der Herstellung von Heizöl (Ecoinvent, 2011).....	36
Tabelle 10:	Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ e (kWh Strom) ⁻¹ aus der Bereitstellung von Strom (Umweltbundesamt, 2012b).	37
Tabelle 11:	Agrarumweltmaßnahmen (AUM) im Grünland und deren Auswirkung auf die Treibhausgasbilanzierung.	38
Tabelle 12:	Annahmen zum Zwischenfruchtanbau.....	46

Zusammenfassung

Um der Klimaerwärmung entgegen zu wirken, für welche die anthropogenen Emissionen an Treibhausgasen verantwortlich sind, will die Bundesregierung die Emissionen der BRD bis 2020 um 40% gegenüber dem Jahr 1990 reduzieren. Da die Landwirtschaft einerseits ein bedeutsamer Emittent und andererseits ein unmittelbar vom Klimawandel betroffener Produktionszweig ist, steht sie in der Verantwortung zur Erreichung dieses Ziels ihren Beitrag zu leisten.

Um Emissionen aus einzelnen Produktionsprozessen effektiv reduzieren zu können, muss bekannt sein, an welchen Stellen diese Emissionen entstehen. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, ein Werkzeug zu entwickeln, mit welchem regionale Treibhausgasbilanzen pflanzenbaulicher Produkte der bayerischen Landwirtschaft berechnet werden können.

Es wurde eine MySQL™-Datenbank konzipiert, in welcher alle benötigten Daten für das Jahr 2009 gesammelt und organisiert wurden. Über SQL-Abfragen wurden die Einzelbilanzen kalkuliert und anschließend – in Anlehnung an die Methode zur Erstellung einer Treibhausgasbilanz BPX 30-323 - in Microsoft Excel® zu einer Gesamtbilanz zusammengefasst. Um die praktische Nutzung der Datenbank zu demonstrieren, wurde exemplarisch die Treibhausgasbilanz von Wintergerste berechnet. Die in der Datenbank enthaltenen Geo-Informationen ermöglichen darüber hinaus eine geographische Visualisierung der Ergebnisse bis hin zur Ebene der Feldstücke.

Um eine erfolgreiche Beratung hin zu einer effizienten Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der pflanzenbaulichen Produktion zu garantieren, müssen emissionsrelevante Bedingungen betriebsspezifisch erfasst und daraus ebenfalls betriebsspezifische Strategien geschlussfolgert werden. Hierfür ist es unbedingt erforderlich regionale Emissionsfaktoren für Lachgas zu verwenden, die Humusbilanz über die gesamte Fruchtfolge zu berechnen und die Landnutzungsänderung betriebsspezifisch zu erfassen. Im Rahmen von Folgeprojekten sollte die Datenbank auf die Tierhaltung ausgedehnt und die weitere Entwicklung der nunmehr vorhandenen Datenbasis hin zu einer Anwendung für Berater angestrebt werden.

Summary

To mitigate climate change, which is induced by anthropogenic emissions of greenhouse gases, the German federal government is willing to reduce Germany's emissions by 40% until 2020, compared to emission levels in 1990. Since agriculture is a considerable emitter as well as directly concerned by climate change, it has to contribute its share to cut down greenhouse gas emissions.

To effectively reduce emissions from a production process, the major emission sources have to be identified first. The aim of this work was to develop a tool for calculating regional greenhouse gas balances of crop production in Bavarian agriculture.

A MySQL™ database was designed to collect, organize and store all the required data, starting with the example of the year 2009. According to the greenhouse gas balancing methodology BPX 30-323, individual balances were calculated by SQL queries and subsequently aggregated to a complete balance in Microsoft Excel®. To demonstrate the practical use of the database, a greenhouse gas balance for winter barley was calculated as an example. The spatial information contained in the database allows for the illustration of the results with a geographic information system down to the field level.

If consulting towards an efficient reduction of greenhouse gas emissions from crop production is to be successful, relevant emission sources have to be detected on the farm level to develop farm specific strategies. Therefore, it is necessary to use regional emission factors for nitrous oxide, to calculate the humus balance over the whole crop rotation and to include prior land use change on the farm's fields. In consecutive projects, the database should be extended with livestock farming data and further development towards a simplified application interface for consultants should be strived for.

1 Einleitung

Mittlerweile ist es wissenschaftlich unumstritten, dass die anthropogenen Emissionen an Treibhausgasen (THG) verantwortlich sind für die Klimaerwärmung und somit für den Klimawandel. Die durchschnittliche Jahrestemperatur ist global inzwischen um $0,74^{\circ}\text{C} \pm 0,18^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem späten 19. Jahrhundert angestiegen (NOAA, 2012). Der Klimawandel wird sich mit erhöhten Temperaturen, einer veränderten Niederschlagsverteilung und vermehrten Extremereignissen insbesondere auch auf die Landwirtschaft auswirken (Maier, 2007).

Laut dem letzten nationalen Treibhausgasinventarbericht ist die Bundesrepublik Deutschland als weit entwickeltes Industrieland mit 836 000 Gg CO_2 -Äquivalente (CO_2e) pro Jahr siebtgrößter Emittent an Treibhausgasen weltweit. An diesen Emissionen hat die Landwirtschaft einen seit Beginn der Berichterstattung 1990 stetig steigenden Anteil von inzwischen 7% zu verantworten (Umweltbundesamt, 2010). Hierbei emittiert die Landwirtschaft hauptsächlich die THG Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4), zu denen sie 76% (N_2O) bzw. 54% (CH_4) der Gesamtemissionen beiträgt (Umweltbundesamt, 2012a).

Hinsichtlich des Klimawandels werden generell zwei Strategien verfolgt: 1) Die Anpassung an den Klimawandel und 2) der Versuch der Reduzierung der THG-Emissionen. Im Rahmen des „Copenhagen Accord“ bestärkte die Bundesregierung ihre Absicht die Emissionen der BRD bis 2020 um 40% gegenüber dem Jahr 1990 zu reduzieren (Bundesregierung, 2011). Da die Landwirtschaft einerseits ein bedeutsamer Emittent und andererseits ein unmittelbar vom Klimawandel betroffener Produktionszweig ist, steht sie in der Verantwortung zur Erreichung dieses Ziels ihren Beitrag zu leisten.

Um Emissionen aus einzelnen Produktionsprozessen effektiv reduzieren zu können, muss bekannt sein, an welchen Stellen diese Emissionen hauptsächlich entstehen.

2 Stand des Wissens

Insbesondere seit Mitte der 80er Jahre entwickelt, hat sich die Ökobilanzierung, besser bezeichnet als Life Cycle Assessment (LCA), als Methode zur Analyse der Umweltwirkungen von Produktsystemen etabliert. Obwohl sich die Methode ausschließlich auf den Bereich der Umwelt konzentriert, ist die Erfassung und Beurteilung bzw. Gewichtung aller Umwelteinflüsse arbeits- und kostenintensiv.

Mit der politischen und insbesondere steigenden öffentlichen Forderung die anthropogenen Treibhausgasemissionen zu verringern, wurden zuerst vermehrt CO₂- oder Klimaschutz-Label durch Unternehmen veröffentlicht, bevor weltweit Methoden für eine „Teil-Ökobilanzierung“ entwickelt wurden, welche ausschließlich eine Bilanzierung der Treibhausgase beinhalten und deren Ergebnis als Product Carbon Footprint bezeichnet wird.

2.1 Product Carbon Footprint (PCF)

„Der Product Carbon Footprint bezeichnet die Bilanz der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine definierte Nutzeinheit“ (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit et al., 2009). Im Deutschen kann er als CO₂e-Fußabdruck bezeichnet werden.

Wird nicht der gesamte Lebenszyklus eines Produktes sondern z.B. nur die Produktion im landwirtschaftlichen Betrieb in der Bilanzierung berücksichtigt, wird dies als betriebliche Bilanz bezeichnet (Klöpffer & Grahl, 2009). Diese Art der Bilanz kann als Grundstein eines Treibhausgasmanagements innerhalb einer Produktionskette dienen oder zur betriebsinternen Optimierung der Treibhausgasemissionen verwendet werden. Letzteres setzt allerdings voraus, dass Emissionen nicht einfach durch eine Produktionsumstellung aus dem Betrieb heraus an externe Produzenten ausgelagert werden.

Die Bilanzierung des PCF basiert auf der Methode zur Erstellung einer Ökobilanz, deren methodischer Rahmen in der DIN EN ISO 14044 festgelegt ist. Im Gegensatz zur Ökobilanz, in der sämtliche umweltrelevanten Einflüsse einer Produktion erfasst werden, fließen in den PCF nur die THG-Emissionen ein. Ein PCF ist per Definition somit eine simplifizierte Ökobilanz (Burger et al., 2010). Deshalb ist auch zu beachten, dass ein Lebensmittel, welches einen guten PCF aufweist, nicht generell umweltfreundlich produziert wurde. Da die Ökobilanz nicht speziell auf die Klimawirkung der Produkte abgestimmt ist, wurden eigene Methoden zur Ermittlung des PCF entwickelt (Grünberg et al., 2010).

2.1.1 Methoden der PCF-Bilanzierung

Die Methoden unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Zielstellungen und Systemgrenzen und müssen deshalb je nach Zielsetzung ausgewählt werden. Die **PAS 2050:2008** war die erste verfügbare Norm. Sie wurde im Jahre 2008 vom *Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra, UK)* gemeinsam mit dem *BSI British Standards (BSI, UK)* zur Bilanzierung eines PCF entwickelt und ist relativ ausgewogen verbraucher- und unternehmensorientiert (DEFRA & BSI, 2008).

Deutlich unternehmensorientiert ist das internationale **Greenhouse Gas Protocol**, das vom *World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)* in Zusammenarbeit mit dem *World Resources Institute (WRI)* erarbeitet wurde. Das Protokoll ist die weltweit – vor allem bei Unternehmen – am weitesten verbreitete Methode und dient insbesondere einem verbesserten THG-Management und der Demonstration unternehmerischer Verantwortung (World Resources Institute, 2010).

Rein nationale Ansätze gibt es in Japan und Frankreich. Das *Ministerium für Wirtschaft, Handel und Industrie in Japan (METI)* hat im April 2009 mit der Veröffentlichung der **TS Q 0010** ein Pilotprojekt zur Bilanzierung von PCF gestartet. Diese Methode ist sehr stark verbraucherorientiert und hat deshalb auch das Ziel, Produkte mit einem sogenannten **Carbon Intensity Label** zu versehen (Japanese Ministry for Economy, Trade & Industry, 2009), welches die THG-Summe in CO₂-Äquivalenten angibt, die durch die Herstellung einer bestimmten Menge des Produktes entstanden ist (Grünberg et al., 2010).

Bedeutung	TSQ		PAS
Ziel der Bilanzierung	GHGP	THG-Management → Label	TSQ, BPX
Ausrichtung	GHGP	Unternehmen → Verbraucher	BPX
THG-Gase	TSQ		BPX
Art der Emissionen	GHGP	direkt → direkt + indirekt	PAS, BPX
Systemgrenzen	TSQ		BPX
Abschneidekriterien	GHGP		BPX
Allokation	GHGP		BPX
Datenqualität	GHGP		PAS
Gültigkeit	BPX, TSQ		PAS
Verifizierung	PAS, GHGP	intern oder extern → extern	BPX

Abbildung 1: Unterschiede zwischen den Bilanzierungsmethoden PAS 2050:2008 (PAS), Greenhouse Gas Protocol (GHGP), BP X 30-323 (BPX) und TS Q 0010 (TSQ). Die Pfeile geben an, bei welchen Methoden die jeweilige Eigenschaft schärfer bzw. stärker verlangt wird.

Ähnlich verbraucherorientiert ist auch der Ansatz aus Frankreich. Dort formuliert das Gesetz n°2009-967 das Recht der Verbraucher auf eine ehrliche, objektive und vollständige Information über die Umwelteinflüsse eines Produktes einschließlich dessen Verpackung. Dafür entwickelte das *Umweltministerium (ADEME)* gemeinsam mit dem *Normenausschuss (AFNOR)* die **BP X 30-323**. Stärker als die anderen Methoden schränkt sie den Bilanzierungsspielraum ein, um eine Vergleichbarkeit zwischen den ermittelten PCF innerhalb einer Produktgruppe zu ermöglichen. Auch hier ist ein Carbon Intensity Label das langfristige Ziel (ADEME & AFNOR, 2009).

Die **DIN EN ISO 14067**, deren Veröffentlichung für das Frühjahr 2014 geplant ist, soll eher einen Rahmen für die Bilanzierung des PCF bilden (Wührl, 2010). Sie besteht aus zwei Hauptbestandteilen: Den einen Teil bildet die Quantifizierung, die an die ISO 14040

und 14044 angelehnt ist, den anderen die Kommunikation, welche ähnlich der ISO 14021, 14024 und 14025 gestaltet sein soll (Burger et al., 2010). Einen Überblick über die Unterschiede zwischen den einzelnen Bilanzierungsmethoden liefert Abbildung 1.

2.1.2 Werkzeuge für die Bilanzierung

Ein PCF kann und wird in vielen Fällen mit einer gebräuchlichen Software zur Tabellenkalkulation erstellt. Da aber große Datenmengen gesammelt und verrechnet werden müssen, kann der Einsatz einer speziellen Software viele Vorteile liefern, wie z.B. eine bessere Handhabung der großen Datenmengen, eine einfache und schnelle Modellierung, eine anschauliche Darstellung der Abläufe und Zusammenhänge sowie eine deutliche und ansprechende Ausgabe der Ergebnisse (Obersteiner & Salhofer, 2009). Eine Übersicht der Vorzüge und Nachteile der bekanntesten Bilanzierungsprogramme gibt Tabelle 1.

Tabelle 1: Bewertung der gängigen Bilanzierungs-Software (sehr negativ: -- bis sehr gut: ++) nach Obersteiner & Salhofer (2009).

	Gemis	GaBI	SimaPro	Umberto
Funktionalität	-	++	-	++
Flexibilität	-	o	o	++
Datenbank		+	+	+
Anwenderfreundlichkeit	--	++	-	o
Softwareeigenschaften		o	o	-
Service	k.A.	++	o	+
Kosten	keine	+	++	o

2.2 PCF landwirtschaftlicher Produkte aus dem Pflanzenbau

Tabelle 2 zeigt auf, wie stark sich zwischen den Ländern insbesondere der klimatische Unterschied auf den Ertrag und die Produktionstechnik und somit auf die Treibhausgasbilanz der gleichen Frucht auswirkt. Die Unterschiede zwischen den Treibhausgasbilanzen einer Frucht in Deutschland erklären sich durch Unterschiede in den Bilanzierungsansätzen.

Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Tabelle 2: Produktbezogene Treibhausgasbilanzen (kg CO₂e kg⁻¹) verschiedener Fruchtarten.

Fruchtart	Treibhausgasbilanz (kg CO ₂ e kg ⁻¹)	Land	Quelle
Weizen			
	0,404	Deutschland	ProBas; Umweltbundesamt & Öko-Institut e.V. (2012)
	0,466	Deutschland	Schmidt & Osterburg (2009)
	0,403	Deutschland	Hirschfeld et al. (2008)
	0,314	Deutschland	Bokisch et al. (2000)
	0,551	Deutschland	Ecoinvent v2.2
	0,543	Schweiz	Ecoinvent v2.2
	0,627	Frankreich	Ecoinvent v2.2
	0,752	Spanien	Ecoinvent v2.2
	0,710	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
	0,804	Großbritannien	Williams et al. (2006)
	0,399	Niederlande	Kramer et al. (1999)
	0,228	Europa	ProBas; Umweltbundesamt & Öko-Institut e.V. (2012)
Gerste			
	0,487	Deutschland	Ecoinvent v2.2
	0,380	Schweiz	Ecoinvent v2.2
	0,559	Frankreich	Ecoinvent v2.2
	0,928	Spanien	Ecoinvent v2.2
Wintergerste	0,620	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
Wintergerste	0,326	Niederlande	Kramer et al. (1999)
Sommergerste	0,650	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
Sommergerste	0,347	Niederlande	Kramer et al. (1999)
Kartoffel			
	0,108	Schweiz	Ecoinvent v2.2
	0,322	Europa	ProBas; Umweltbundesamt & Öko-Institut e.V. (2012)
	0,160	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
	0,147	Niederlande	Kramer et al. (1999)
	0,235	Großbritannien	Williams et al. (2006)
Raps			
	0,777	Deutschland	Ecoinvent v2.2
	0,917	Schweiz	Ecoinvent v2.2
	1,275	Frankreich	Ecoinvent v2.2
	1,510	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
	1,710	Großbritannien	Williams et al. (2006)
Roggen			
	0,514	Europa	Ecoinvent v2.2
	0,720	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
Zuckerrübe			
	0,534	Schweiz	Ecoinvent v2.2
	0,160	Dänemark	LCA Food Database; Nielsen et al. (2003)
	0,410	Niederlande	Kramer et al. (1999)

3 Zielstellung

Ziel dieser Arbeit ist es, ein Werkzeug für die Erstellung von Treibhausgasbilanzen pflanzenbaulicher Produkte der bayerischen Landwirtschaft zu entwickeln. Da davon ausgegangen wird, dass sich die vorhandenen regionalen Unterschiede auf die THG-Bilanzen auswirken, soll es mit diesem Werkzeug möglich sein Bilanzen auf der Ebene des einzelnen Feldstücks zu berechnen.

Die mit diesem Werkzeug zu erstellenden Bilanzen sollen die Informationsgrundlage liefern, um Strategien zur Reduzierung der Emissionen aus der pflanzenbaulichen Produktion zu entwickeln. Die Bilanzen werden in erster Linie als „Hot-Spot“-Analysen betrachtet, welche die bedeutsamsten Emissionsquellen aufzeigen und somit eine effiziente Vorgehensweise für die Emissionsminderung ermöglichen sollen.

Das Bilanzierungswerkzeug und die daraus berechneten THG-Bilanzen sollen der Entwicklung von Strategien zur Reduzierung der Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion dienen. Zielgruppe sind die landwirtschaftlichen Berater und damit letztlich auch die Landwirte.

4 Material und Methoden

Im Folgenden wird die Wahl der Bilanzierungswerkzeuge begründet und die erste Phase einer Studie zur Erstellung eines „Product Carbon Footprints“ (PCF) bearbeitet.

4.1 Werkzeuge für die Bilanzierung

Trotz der in 2.1.2 dargelegten Vorteile einer reinen Bilanzierungssoftware werden diese als nicht geeignet gesehen, um pflanzenbauliche Produktionssysteme darzustellen.

4.1.1 Software

Um die großen Datenmengen übersichtlich verwalten zu können und um sich eine Flexibilität in der Auswertungsmethodik zu bewahren, welche für eine Darstellung der eher komplexen landwirtschaftlichen Produktionssysteme erforderlich ist und von o.g. Software nicht uneingeschränkt gewährleistet wird, wurde für diese Arbeit eine MySQL™-Datenbank aufgebaut. Über zu programmierende SQL-Abfragen werden die Emissionen für die einzelnen Produktionsmodule (siehe 4.2.1) kalkuliert und diese Einzelbilanzen anschließend in MSExcel® zu einer Gesamtbilanz zusammengefasst.

4.1.2 Methode

Die hier durchgeführte Arbeit stellt eine betriebliche Bilanz der pflanzenbaulichen Produktion Bayerns dar, welche sich am Vorgehen der BPX 30-323 und den Vorgaben im Treibhausgasinventar für die Landwirtschaft des Johann Heinrich von Thünen-Instituts orientiert (Haenel et al., 2010 und 2012).

Die Wahl der Methoden ergab sich aus der Zielsetzung, dass zum einen ein regional differenziertes Inventar auf Feldstückebene erstellt werden sollte, welches die Grundlage zur Entwicklung von Strategien zur Reduzierung der THG-Emissionen darstellt. Zum anderen sollte ursprünglich auch den pflanzenbaulichen, bayerischen Produkten gleichzeitig ein Wert als CO₂e-Rucksack für ein mögliches Treibhausgasmanagements innerhalb der gesamten Produktionskette mitgeliefert werden.

4.2 Untersuchungsrahmen

Die erste Phase einer Studie zur Erstellung eines „Product Carbon Footprints“ (PCF) beinhaltet die Festlegung des Untersuchungsrahmens. Hierbei müssen die folgenden Punkte beschrieben werden (DIN EN ISO 14044, 2006).

4.2.1 Beschreibung des zu untersuchenden Produktsystems

Das Produktsystem für eine pflanzenbauliche Produktion ist in Abbildung 2 verallgemeinert dargestellt. Nach DIN EN ISO 14044 (2006) enthält die Darstellung eines Produktsystems die einzelnen Prozessmodule mit den jeweiligen Elementar- und Produktflüssen.

Mit der Festlegung der Systemgrenze wird definiert, welche Prozessmodule Teil des zu untersuchenden Produktsystems sind (DIN EN ISO 14044, 2006). Üblicherweise wird der gesamte Lebensweg eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ modelliert („cradle-to-grave“). In dieser Arbeit wird von der „Wiege“ bis zum Hoftor bilanziert. Dieser Bilanzierungsansatz wird als „cradle-to-gate“ bezeichnet. Die einzigen Ausnahmen bilden hierbei die Kartoffel und die Zuckerrübe, bei welchen der Transport zur weiterverarbeitenden Fabrik noch mit berücksichtigt wird.

Berücksichtigt werden sowohl direkte als auch indirekte Emissionen. Letztere entstehen zwar außerhalb des Betriebes aber als Konsequenz der Aktivitäten, z.B. Emissionen bei der Düngemittelproduktion. Darüber hinaus werden Emissionen und Immissionen an CO₂ erfasst, welche durch einen Humusaufbau oder –abbau bedingt sind, sowie vorangegangene Landnutzungsänderungen („Land Use Change“ LUC). Unter LUC wird eine Änderung in der Nutzung oder Bewirtschaftung des Landes durch den Menschen verstanden, die zu Änderungen in der Bodenbedeckung führen und Auswirkungen auf die CO₂-Emissionen aus dem landwirtschaftlichen System haben kann. Im Bilanzierungsrahmen dieser Arbeit werden nur direkte Landnutzungsänderungen berücksichtigt.

4.2.2 Funktionelle Einheit

Unter der funktionellen Einheit wird die Bezugseinheit der Bilanz verstanden, auf welche die Input- und Outputdaten normiert werden (DIN EN ISO 14044, 2006) und die Bilanz bezogen wird. In dieser Arbeit werden alle Emissionen in CO₂-Äquivalenten (CO₂e) auf die Fläche bezogen erfasst. Zusätzlich können die Emissionen noch auf den Ertrag bezogen ermittelt werden.

4.2.3 Allokationsverfahren

Unter einer Allokation wird die Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produkt und zu einem oder mehreren weiteren sogenannten Koppelprodukten verstanden (DIN EN ISO 14044, 2006).

Ein typisches Koppelprodukt im Pflanzenbau ist z.B. das Getreidestroh. Auf dem Feld verbleibendes Stroh wirkt sich positiv auf die Humusbilanz und somit unmittelbar positiv auf die THG-Bilanz des Hauptproduktes der Getreidekörner aus. Die Herangehensweise über die Humusreproduktion, welche sich unmittelbar auf die THG-Bilanz der Hauptprodukte auswirkt, kann für alle pflanzenbaulichen Koppelprodukte angewendet werden. Aus diesem Grund findet in dieser Arbeit keine Allokation statt.

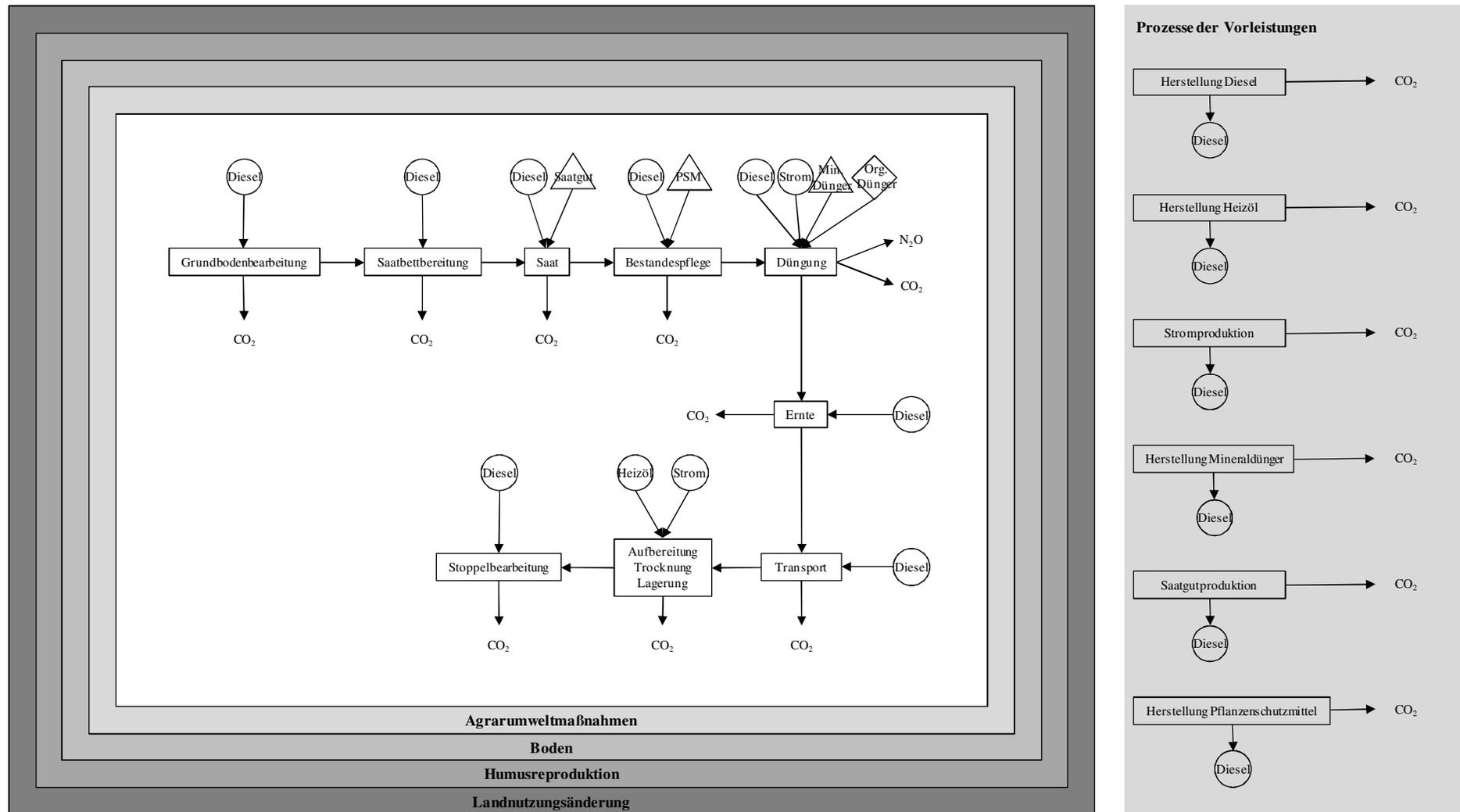


Abbildung 2: System eines pflanzenbaulichen Produkts eingebettet in bilanzbeeinflussende Rahmenbedingungen (links) und grobe Produktsysteme der Vorleistungen (rechts); die Prozessmodule □ sowie die Elementar- und Produktflüsse an Energie ○, externen Vorleistungen △, internen Vorleistungen ◇ und an Emissionen sind eingetragen.

4.2.4 Methode für die Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung dient allgemein der Beurteilung der Bedeutung potenzieller Umweltwirkungen eines Produktsystems (DIN EN ISO 14044, 2006). Da diese Arbeit nur eine Teil-Ökobilanz darstellt, umfasst die Wirkungsabschätzung nur die Treibhausgasemissionen und deren Auswirkungen.

Bei der Erstellung eines PCF müssen mindestens die Kyoto-Gase (United Nations, 1998) in die Bilanz einfließen. In dieser Arbeit werden nur die landwirtschaftlich relevanten Klimagase: Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) erfasst, mit ihrem globalen Erwärmungspotenzial („global warming potential“ GWP) nach IPCC (2007) auf einen Zeitraum von 100 Jahren bezogen aufsummiert und in ihre CO₂-Äquivalente (CO₂e) umgerechnet.

4.2.5 Beschreibung der Daten

Die Bilanzen werden mit Daten des Jahres 2009 kalkuliert. Somit besteht die Gültigkeit der Ergebnisse auch nur für dieses Jahr. Allerdings sind die Grundlagen geschaffen den Bilanzierungszeitraum auf vorangehende und nachfolgende Jahre auszudehnen.

Sämtliche Daten und Modellannahmen beziehen sich auf das Bundesland Bayern und sind nicht auf andere Bundesländer übertragbar. Die getroffenen Annahmen begründen sich durch die in Bayern üblichen Methoden und verwendeten Technologien in der pflanzenbaulichen Produktion.

Der regionale Bezug der Bilanzierung wird durch die Verwendung möglichst hoch aufgelöster Daten bis hin auf die Ebene des Feldstückes hergestellt.

5 Ergebnisse

Die Darstellung sämtlicher Annahmen, die zur Erstellung der Bilanz der Treibhausgase (THG) getroffen werden, sowie die Beschreibung der Datengrundlage, mit welcher die pflanzenbauliche Produktion abgebildet und deren Treibhausgasbilanz für Bayern berechnet wird, stellen die zweite Phase der Sachbilanz dar.

5.1 Aufbau der Datenbank - Modellannahmen und Datengrundlage

Die Struktur der aktuellen Version der Datenbank ist in Anhang 1 dargestellt. Die Datenbank ist relativ hierarchisch aufgebaut. Vom Betrieb ausgehend sind Informationen zu den Feldstücken bis hin zur Schlägebene erfasst, welche ergänzt werden durch zusätzliche pflanzenbaulichen und bodenkundliche Informationen sowie Daten zu den Vorleistungen.

Die Datenbank ist mit dem Schwerpunkt auf den konventionellen Anbau aufgebaut worden, weist allerdings nur wenige noch zu schließende Datenlücken für die Bilanzierung einer ökologischen Bewirtschaftung auf.

5.1.1 Betriebsbeschreibung

Für eine übergeordnete Einteilung der in der Datenbank enthaltenen Betriebe werden ihnen grundlegende Charakteristika zugewiesen: Einer anonymisierten Betriebsnummerierung wird zugeordnet, ob der Betrieb Flächen bewirtschaftet, wie groß diese Fläche ist, und ob Tiere gehalten werden. Zusätzlich wird die Information zugeordnet, ob der Betrieb im Haupt- oder Nebenerwerb und ob er ökologisch oder konventionell wirtschaftet.

5.1.2 Bilanzierte Früchte

Die wichtigsten Früchte sowie deren Fläche auf Betrieben, für die ein Mehrfachantrag gestellt wurde, werden erfasst. Im Rahmen dieser Studie werden Dauerkulturen sowie gartenbauliche Früchte nicht berücksichtigt.

5.1.3 Fruchtfolge

Da hier keine mehrjährigen Daten vorliegen sondern nur die Daten des Jahres 2009 verwendet werden, wird angenommen, dass die in diesem Jahr angebauten Früchte in ihrer Anbauverteilung der Fruchtfolge des Landkreises entsprechen. Es werden nur die Früchte mit einem Anbauanteil von mehr als 1% der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Landkreises berücksichtigt und es wird zwischen konventionellem und ökologischem Anbau unterschieden.

5.1.4 Humusbilanz

Die unter 5.1.3 für jeden Landkreis ermittelten Fruchtfolgen für den konventionellen und ökologischen Anbau können nunmehr für eine Landkreis-einheitliche Humusbilanzierung

verwendet werden. Für die Humusbilanzierung der Ackerflächen werden weder Dauerkulturen noch Dauergrünlandflächen berücksichtigt.

Folgende Methoden der Humusbilanzierung sind in der Datenbank enthalten:

- ↳ Methode der reproduktionswirksamen organischen Substanz (ROS) nach Asmus & Herrmann (1977)
- ↳ VDLUFA-Methode (2004)
- ↳ Humuseinheitenmethode nach Leithold et al. (1997)
- ↳ Standortangepasste VDLUFA-Methode (STAND) nach Kolbe (2008)

Die Humusreproduktionswerte werden basierend auf den unterschiedlichen Methoden für die Ackerflächen eines Landkreises folgendermaßen berechnet:

$$HR = \sum_{x=1}^n \frac{a_x}{(a - a_{DK} - a_{DGL})} * HRF$$

<i>HR</i>	<i>Humusproduktion (t Humus ha⁻¹)</i>
<i>a_x</i>	<i>Gesamtfläche einer landwirtschaftlichen Kultur in einem Landkreis (ha)</i>
<i>a</i>	<i>Gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche eines Landkreises (ha)</i>
<i>a_{DK}</i>	<i>Gesamtfläche der Dauerkulturen in einem Landkreis (ha)</i>
<i>a_{DGL}</i>	<i>Gesamtfläche des Dauergrünlandes in einem Landkreis (ha)</i>
<i>HRF</i>	<i>Humusreproduktionswert einer Fruchtart (variiert je nach Methode)</i>

Berechnet wird die Treibhausgasbilanz des Humusauf- oder -abbaus mit den oberen Werten der Humusbilanzierung, welche zur Beurteilung der Nachhaltigkeit eines Produktionssystems herangezogen werden.

Der in Tonnen Humus pro Hektar ermittelte Auf- oder Abbau an Humus wird in CO₂e-Emissionen umgerechnet und allen Ackerflächen eines Landkreises zugeordnet.

Insbesondere das Belassen des Stroh auf dem Feld hat einen großen Einfluss auf die Humusbilanz. In dieser Arbeit wird das Stroh grundsätzlich nicht abgefahren, da angenommen wird, dass es in strohverwertenden, insbesondere tierhaltenden Betrieben über die Wirtschaftsdünger wieder auf die Fläche zurückgeführt wird. Die tierischen Ausscheidungen werden somit - für die Humusbilanzierung - grundsätzlich als Gülle ausgebracht.

Da auch der Zwischenfruchtanbau über die gesamte Fruchtfolge in die Humusbilanz einer Fläche Eingang finden müsste, wird auch hier ein Landkreis-einheitlicher Ansatz verwendet. Der beantragte Zwischenfruchtanbau (siehe 5.1.12.1.3) wird in seiner Gesamtfläche für jeden Landkreis erfasst. Es wird angenommen, dass alle Zwischenfrüchte zur Gründüngung angebaut werden, weshalb zu den 160 kg C ha⁻¹ noch zusätzlich 8 kg C (t Substrat)⁻¹ angerechnet werden (VDLUFA, 2004). Hierzu wird ein durchschnittlicher Grün-aufwuchs von 20 t FM ha⁻¹ angenommen.

5.1.5 Saat- und Pflanzgut

Die Saat- und Pflanzgutmengen sowie die fruchtarttypischen Nachbauanteile werden dem Deckungsbeitragsrechner der LfL (2012) entnommen. Für Körner- und Silomais, Winter- und Hybridraps, Sonnenblumen und Zuckerrüben wird die benötigte Saatgutmenge von LfL (2012) in Einheiten pro Hektar angegeben. Zur Umrechnung in die für die Ermittlung der CO₂e-Emissionen benötigten Saatgutmengen in kg ha⁻¹ werden die in Anhang 3 aufgelisteten Werte verwendet.

Die Emissionen aus der Vorleistung der Saat- bzw. Pflanzgutproduktion fließen unter Berücksichtigung der Anteile an Nachbau und zertifiziertem Saat- bzw. Pflanzgut in die Bilanz mit ein. Für die Emissionen aus der Produktion von Saatgut stehen nur Werte aus der Schweiz zur Verfügung (Ecoinvent, 2011). Für Z-Saatgut werden die CO₂e-Emissionen ab dem Regionallager, für nachgebautes Saatgut ab Hof verwendet. Sobald CO₂e-Werte aus der Produktion von Saat- bzw. Pflanzgut in Bayern kalkuliert sind, werden diese als Werte für Bayern ab Hof in die Datei nachgetragen.

Für manche Fruchtarten steht kein Wert zu den CO₂-Emissionen aus der Saatgutproduktion zur Verfügung. Hier werden die Emissionen ähnlich angebauter Früchte übernommen (Anhang 2).

Im Rahmen dieser Arbeit können noch keine Sortenunterschiede innerhalb einer Fruchtart berücksichtigt werden. Die Datenbank kann allerdings jederzeit um diese Information erweitert werden.

5.1.6 Ertrag

Die durchschnittlichen Erträge für die wichtigsten Ackerkulturen und Grünlanderträge werden für die einzelnen Jahre vom Bayerischen Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung auf Landkreisebene erfasst und geschätzt.

Darüber hinaus werden die Grundfuttererträge vom Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz über die Grundfutteraufnahme der Tiere bzw. den Substratbedarf von Biogasanlagen plausibilisiert.

5.1.7 Düngung

Emissionen aus der mineralischen Düngung setzen sich aus zwei Emissionskategorien zusammen: 1) den Emissionen, die zur Produktion der Mineraldünger verursacht werden sowie 2) den Emissionen, die nach der Düngung auftreten. Emissionen, die aus der Bereitstellung organischer Dünger entstehen, werden nicht dem pflanzenbaulichen, sondern dem vorangehenden Bereich der tierischen (Gülle, Jauche, Stallmist, etc.), energetischen (Gärrest, etc.) oder industriellen Produktion (Klärschlamm, Schlempe, etc.) zugeordnet.

Zur Ermittlung der direkten Lachgasemissionen (N₂O) werden die regional angepassten Emissionsfaktoren nach Dechow & Freibauer (2011) verwendet.

5.1.7.1 Ermittlung und Zusammensetzung der Düngung

Die gedüngte Nährstoffmenge sowie deren Zusammensetzung werden vom Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz auf Schlagebene berechnet und diesem Projekt zur Verfügung gestellt.

Die Grundlage zur Berechnung der Höhe und Zusammensetzung der Stickstoffdüngung stellen zum einen der landkreistypische Ertrag, aus dem sich die Höhe der Gesamtgabe ableitet, und zum anderen die entsprechende Stickstoffbedarfsermittlung nach DSN dar (LfL, 2011a):

$$\begin{aligned} \text{Höhe der Gesamtgabe} &= N_{\text{Sollwert}} - N_{\text{min}} \pm \text{Zu/Abschläge} \\ N_{\text{Sollwert}} &= N_{\text{fix}} + N_{\text{tier}} + N_{\text{org}} + N_{\text{chem}} \end{aligned}$$

Nährstoffe aus der mikrobiellen Stickstoffbindung (N_{fix})

Entsprechend LfL (2011a) wird für Grünland grundsätzlich eine mikrobielle Stickstoff-Fixierleistung von 40 kg N ha^{-1} angesetzt, während die Menge der N-Fixierung durch Leguminosenbestände ertragsabhängig nach LfL (2011a) berechnet wird.

Nährstoffe aus der tierischen Produktion (N_{tier})

Die Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft werden betriebsspezifisch ermittelt und nur auf den Flächen dieses Betriebes ausgebracht. Da nicht bekannt ist, auf welchen Flächen bzw. zu welchen Früchten diese Wirtschaftsdünger ausgebracht werden, werden sie gleichmäßig auf alle landwirtschaftlichen Nutzflächen des Betriebes aufgeteilt.

Die anfallende Menge an Wirtschaftsdünger wird über die Nährstoffausscheidung der Tiere nach Düngeverordnung (2006) bzw. nach LfL (2011b) für den durchschnittlichen Viehbestand aus der InVeKoS-Datenbank für das jeweilige Jahr berechnet. Hiervon werden die unvermeidbaren Verluste im Stall und Lager abgezogen. Da die Haltungform einen Einfluss auf das Ausmaß dieser Verluste hat, wurde im Rahmen der Landwirtschaftszählung 2010 auf Landesebene auch die Haltungform erfasst, so dass die Verluste für alle tierhaltenden Betriebe aus einem „Durchschnitts-Haltungssystem“ für Bayern ermittelt wurden. Es wird der gesamte langfristig verfügbare Stickstoff angerechnet.

Über die Daten der Landwirtschaftszählung 2010 (Statistisches Bundesamt, 2011) ermittelt das Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz die Anzahl der Weidetage für Milchvieh und für die restlichen Rinder und extrapoliert diese auf den gesamten Rinderbestand. Daraus ergibt sich ein Anteil von 3% Weidehaltung an der gesamten Rinderhaltung. Da gasförmige N-Verluste von 75% in der Weidehaltung (Düngeverordnung, 2006) als überhöht angesehen und diese deshalb im Bereich zwischen den N-Verlusten nach Ausbringung von Gülle und Stallmist angenommen werden, kann die Weidehaltung in der oben genannten Berechnung einbezogen und nicht extra ausgewiesen werden.

Angelehnt an die Erhebungen aus der Landwirtschaftszählung 2010 (Statistisches Bundesamt, 2011) wird angenommen, dass 80% der Wirtschaftsdünger in Form von Gülle ausgebracht werden, wobei 64% hiervon breitverteilt und innerhalb von 8 Stunden eingearbeitet

und die übrigen 16% mit dem Schleppschlauch verteilt und innerhalb von 12 Stunden eingearbeitet werden. Die übrigen 20% der tierischen Ausscheidungen werden als Stallmist auf die Felder gebracht. Um die Emissionen an Ammoniak (NH_3) vor der Berechnung der direkten Emissionen an Lachgas (N_2O) abziehen zu können, werden die ausgebrachten Mengen an Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$; LfL, 2011b) nach Haenel et al. (2012; Tabellen 4.5 und 4.9) mit Emissionsfaktoren von 0,35 (breitverteilt), 0,24 (Schleppschlauch) und 0,90 (Breitverteilung Festmist) $\text{kg NH}_3 (\text{kg NH}_4\text{-N})^{-1}$ multipliziert.

Nährstoffe weiterer organischer Dünger (N_{org})

Da der Anteil der tierischen Ausscheidungen nicht bekannt ist, der in einer Biogasanlage Eingang findet, setzen sich die Gärreste für die Treibhausgasbilanzierung rein aus nachwachsenden Rohstoffen zusammen. Hierzu werden die vorhandenen Biogasanlagen mit ihrer installierten elektrischen Leistung auf Landkreisebene erfasst (Bayerische Biogasbetreiber-Datenbank, 2010). Basierend auf Erhebungen und Messungen des Instituts für Landtechnik und Tierhaltung und des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz sowie basierend auf Daten von Strobl (2012) wird angenommen, dass je kW installierter elektrischer Leistung 95 kg N aus nachwachsenden Rohstoffen zur Ausbringung anfallen. Die Gesamtmenge an anfallenden Gärresten wird auf die Flächen des Landkreises aufgeteilt. Hinsichtlich der Bedeutung unterschiedlicher Techniken zur Ausbringung von Gärresten als auch der bei der Ausbringung entstehenden NH_3 -Emissionen werden die gleichen Annahmen getroffen wie für die Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger.

Neben Gärresten fallen darüber hinaus auf Ackerflächen 2 kg N ha^{-1} aus Klärschlamm, Kompost sowie Schlempe bzw. Kartoffelfruchtwasser an.

Nährstoffe aus der mineralischen Düngung (N_{chem})

Nachdem vom $N_{Sollwert}$ die oben erwähnten N-Düngerformen abgezogen wurden, wird die Differenz durch eine Mineraldüngung abgedeckt, die mit den vom Statistischen Bundesamt erfassten Düngermengen abgeglichen wird. Hierbei wird angenommen, dass diese Düngermengen nicht nur in einem Wirtschaftsjahr gekauft sondern in diesem auch ausgebracht werden.

Für die Kalkung wird generell angenommen, dass durchschnittlich 50 kg CaO pro Hektar und Jahr verbraucht und somit gedüngt werden.

Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition

Der über die Atmosphäre auf landwirtschaftlichen Flächen deponierte Stickstoff wird in dieser Bilanzierung nicht berücksichtigt. Diesem Stickstoff wurden bereits beim Verursacher (Landwirtschaft, Verkehr, Industrie) die indirekt hervorgerufenen Treibhausgasemissionen angerechnet.

5.1.7.2 Emissionen aus der Produktion mineralischer Dünger

Die Herstellung insbesondere von Stickstoffdüngern ist sehr energieintensiv. Dazu treten Lachgasverluste auf, die inzwischen in modernen Anlagen durch den Einbau von Filtern verhindert werden können. Die Datengrundlage zu den Treibhausgasemissionen aus der Herstellung von Mineraldüngern ist sehr dünn und eher veraltet. In Tabelle 3 sind die

verwendeten Treibhausgasemissionen aus der Produktion mineralischer Düngemittel sowie deren Literaturquellen aufgelistet.

Die Werte für AHL und Harnstoff stellen Mittelwerte aus den drei angegebenen Literaturquellen dar; der Wert für NPK ist ein Mittelwert über viele in ihren N-, P- und K-Gehalten verschieden zusammengesetzte NPK-Dünger, deren Treibhausgasemissionen in der Produktion allesamt von Davis & Haglund (1999) kalkuliert wurden.

Das Statistische Bundesamt erfasst die Düngermengen - nach Stickstoff (N), Phosphat (P₂O₅), Kali (K₂O) und Kalk sowie nach Bundesländern unterteilt -, welche in einem Wirtschaftsjahr in Umlauf gebracht werden. Entsprechend der Bedeutung z.B. der einzelnen N-Düngemittel an der verkauften Gesamtmenge an N-Düngern wird die für einen Schlag ermittelte mineralisch gedüngte N-Menge auf diese Düngemittel anteilmäßig aufgeteilt. Zur Ermittlung der THG-Emission aus der Produktion werden diese Mengen mit dem entsprechenden in Tabelle 3 aufgelisteten Emissionsfaktor multipliziert.

Tabelle 3: Treibhausgasemissionen in kg CO₂e pro kg Dünger aus der Produktion verschiedener mineralischer Dünger.

Düngemittel	CO ₂ e aus der Produktion	Quelle
	IPCC (2007) [kg CO ₂ e (kg Dünger) ⁻¹]	
Ammoniumnitrat	2,994	ecoinvent (2011)
schwefelsaures Ammoniak	0,5658	ecoinvent (2011)
KAS	2,2943	ecoinvent (2011)
Kalksalpeter	0,5971	ecoinvent (2011)
Diammoniumphosphat	1,2288	ecoinvent (2011)
Monoammoniumphosphat	1,1462	ecoinvent (2011)
flüssiges Ammoniak	1,0129	Patyk & Reinhardt (1997)
AHL	1,3525	Davis & Haglund (1999); Kongshaug (1998); Kuesters & Jenssen (1998)
Harnstoff	1,0814	Davis & Haglund (1999); Kongshaug (1998); Kuesters & Jenssen (1998)
NPK	1,8135	Davis & Haglund (1999)
Superphosphat	0,4722	ecoinvent (2011)
Triplephosphat	1,0129	ecoinvent (2011)
Kaliumnitrat	2,6194	ecoinvent (2011)
Kaliumsulfat	0,7195	ecoinvent (2011)
NPK	1,8135	Davis & Haglund (1999)
Kalk	0,1074	Patyk & Reinhardt (1997)
Branntkalk	1,1223	Patyk & Reinhardt (1997)

5.1.8 Bodenbürtige Emissionen

Eine Düngung induziert neben Emissionen an Lachgas (N_2O) auch Emissionen an Kohlendioxid (CO_2).

5.1.8.1 Direkte Lachgasemissionen

Die direkten Emissionen an N_2O werden mit regionalisierten Emissionsfaktoren berechnet, die nach der Methode von Dechow & Freibauer (2011) ermittelt und vom Institut für Agrarrelevante Klimaforschung des Johann Heinrich von Thünen-Instituts zur Verfügung gestellt wurden.

Die direkten N_2O -Emissionen werden auf Grundlage der Stickstoffmenge berechnet, die einer Fläche über Mineraldünger, organische Dünger (Schlempe, Kompost), tierische Ausscheidungen und Gärreste zugeführt wird (5.1.7.1). Bei den letzten beiden Düngerformen werden zuvor die Emissionen an Ammoniak (NH_3) abgezogen. Die Nährstoffgehalte im Boden werden nicht berücksichtigt. Eine Ausnahme bildet ein vorangegangener Grünlandumbruch. Es wird angenommen, dass im Zuge dieser Landnutzungsänderung über einen Zeitraum von zehn Jahren eine jährliche Mineralisationsrate von 100 kg N anfällt, welche in die Emissionsberechnung mit einbezogen wird.

5.1.8.2 Indirekte Lachgasemissionen

Als indirekte Lachgasemissionen werden Emissionen bezeichnet, die nach einer Deposition gasförmiger (NH_3 , Stickoxide NO_x) oder ausgewaschener N-Verbindungen (Nitrat NO_3^-) in Ökosysteme auftreten können.

5.1.8.2.1 Emissionen nach Deposition gasförmiger N-Verbindungen

Die Höhe der NH_3 - bzw. NO_x -Emissionen wird je nach Düngemittel unterschiedlich berechnet. Für N aus der Mineraldüngung, Fixierung und den organischen Düngern wird der Emissionsfaktor des IPCC (1996) von $0,1 \text{ kg NH}_3\text{- bzw. NO}_x\text{-N (kg N)}^{-1}$ verwendet. Bei der Ausbringung von Gärresten und Wirtschaftsdüngern werden entsprechend der unter 5.1.7.1 erwähnten Ausbringungform und -technik unterschiedliche Emissionsfaktoren nach Haenel et al. (2012) verwendet. Für die weitergehende Ermittlung der indirekten N_2O -Emissionen aus den NH_3/NO_x -Verlusten wird für alle Dünger einheitlich der Emissionsfaktor des IPCC (2000a) von $0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N (kg NH}_3/\text{NO}_x\text{-N)}^{-1}$ verwendet.

5.1.8.2.2 Emission nach Deposition ausgewaschener N-Verbindungen

Die Höhe der Auswaschungsverluste in Form von NO_3^- wird für alle Dünger mit Hilfe des Emissionsfaktors des IPCC (1996) ermittelt, der $0,3 \text{ kg NO}_3^-\text{-N (kg N)}^{-1}$ beträgt. Die daraus resultierenden indirekten N_2O -Emissionen werden ebenfalls mit dem Emissionsfaktor des IPCC (2000a) von $0,025 \text{ kg N}_2\text{O-N (kg NO}_3^-\text{-N)}^{-1}$ berechnet.

5.1.8.3 Bodenbürtige Kohlenstoffdioxidemissionen

CO₂ wird nach einer Düngung von Harnstoff bzw. harnstoffhaltigen Düngern und nach einer Kalkung emittiert. Die Höhe beider Emissionsquellen wird nach der Methode von Haenel et al. (2010; Kapitel 11.1.3 und 13.2) ermittelt.

5.1.9 Pflanzenschutz

Treibhausgasemissionen aus dem Pflanzenschutz werden nur bei der Produktion von Pflanzenschutzmitteln (PSM) verursacht. Direkte Emissionen aus der Anwendung der Mittel treten nur bei PSM auf, die in Deutschland inzwischen nicht mehr zugelassen sind.

Zur Berechnung der Emissionen aus dem Pflanzenschutz werden die NEPTUN-Studien des Julius Kühn Instituts verwendet (Roßberg et al., 2002 und 2010). In diesen Studien wurde über Umfragen bei Landwirten die Bedeutung einzelner Wirkstoffe in unterschiedlichen Früchten erfasst. In die Berechnung fließen neben der Bedeutung der eingesetzten Pestizide sowie der Anzahl an Behandlungen auch die Teilindizes der einzelnen Pestizide mit ein, welche folgendermaßen ermittelt werden:

$$\text{Teilindex} = \frac{\text{ausgebrachte Aufwandmenge}}{\text{empfohlene Aufwandmenge}} * \frac{\text{behandelte Fläche}}{\text{Gesamtanbaufläche der Fruchtart}}$$

Der Behandlungsindex (BI), der im Rahmen der NEPTUN-Studien für die Pestizid-Gruppen Herbizide, Fungizide, Insektizide, Molluskizide (Zuckerrüben) und Wachstumsregler (Ackerbau) ermittelt wurde, wird aus der Summe aller Teilindizes der Pestizide einer Pestizid-Gruppe berechnet. Dies wurde für die einzelnen Boden-Klima-Räume vollzogen, von denen sich neun in Bayern befinden bzw. nach Bayern hineinreichen. Allerdings ist es statistisch genauer die bundesweiten Werte für eine weitere Verrechnung zu verwenden (Roßberg D., pers. Mitteilung, 16.01.2012).

Für die Entwicklung der Pflanzenschutzstrategie wird folgende Berechnung durchgeführt:

$$y = \sum_{i=x_1}^{x_n} \frac{\left\{ \left(a * \sqrt{BI * \frac{z}{100}} \right) * \left(x * \sqrt{BI * \frac{z}{100}} \right) * e \right\}}{a}$$

y CO₂e-Emissionen aus der Produktion der Pestizide zur Behandlung einer Fruchtart
(kg CO₂e ha⁻¹)

x Durchschnittliche empfohlene Ausbringungsmenge des Wirkstoffes (g Wirkstoff ha⁻¹)

BI Behandlungsindex einer Pestizidgruppe

z Bedeutung des Wirkstoffes innerhalb einer Pestizidgruppe (%)

a Anbaufläche einer Fruchtart (ha)

e CO₂e-Emissionen aus der Produktion des Wirkstoffes (gCO₂e (g Wirkstoff⁻¹))

In diese Formel fließt die Bedeutung des Pflanzenschutzmittels innerhalb dessen Pestizid-Gruppe anteilmäßig ein. Außerdem wird angenommen, dass sich der Teilindex zu gleichen Teilen aus der tatsächlich behandelten Anbaufläche bzw. der verwendeten Spritzmitteldosierung zusammensetzt. Die CO₂e-Emissionen, die zur Produktion der einzelnen Pflanzenschutzmittel anfallen, werden der ecoinvent-Datenbank (Version 2.2) entnommen.

Die als Empfehlung angenommene Ausbringmenge eines Wirkstoffes errechnet sich aus dem Durchschnitt der empfohlenen Dosis des Wirkstoffs, die in diversen Pflanzenschutzmitteln für eine bestimmte Fruchtart angegeben wird.

5.1.10 Boden

Die Grundlage für alle in der Datenbank eingegebenen und verwendeten Bodenparameter stellen die Daten aus der Bodenschätzung dar. Im Rahmen der Bodenschätzung werden die in Tabelle 4 aufgelisteten Eigenschaften erhoben. Aus diesen lässt sich die Acker- oder Grünlandwertzahl im Ackerschätzungsrahmen ablesen (Deutscher Bundestag, 2007).

Tabelle 4: Im Rahmen der Bodenschätzung erhobene Bodeneigenschaften.

Attributarten	Beschreibung	Kategorien
Kulturart	landwirtschaftliche Nutzungsart	Acker; Grünland
Bodenart	Bezeichnung der Bodenart	S; L; U; T; Mo; Me; g; Fe; St
Zustandsstufe	Beschreibung der Bodenentwicklung	1 (fließender) bis 7 (scharfer Übergang von Krume zum Unterboden)
Entstehungsart	Bezeichnung der Entstehungsart	Alluvium; Löß; Diluvium; Verwitterungsboden gesteinhaltig

Für die Treibhausgasbilanzierung wird eine Einschätzung der Bearbeitbarkeit des Bodens benötigt, welche sich auf den Dieserverbrauch der Bodenbearbeitung auswirkt. Darüber hinaus sollten die Nährstoffflüsse zukünftig mit Hilfe von Modellen berechnet werden, welche eine Vielzahl an Informationen zu den jeweiligen Böden erfordern. Hierzu müssen die Daten aus der Bodenschätzung „übersetzt“ werden.

5.1.10.1 Bodentextur

In der Bodenschätzung wird der Anteil an „abschlämbaren Teilchen“ ermittelt. Es wird entsprechend Vorderbrügge et al. (2005) angenommen, dass der Ton 67,5% dieser Teilchen ausmacht. Daraus lassen sich die in Tabelle 5 aufgelisteten Tongehalte ermitteln.

Mit Hilfe des Bodenartendiagramms der Bodenartenuntergruppen des Feinbodens der AG Boden (1996) wird der Mittelwert der Schluff- und Sandgehalte aus allen Bodenuntergruppen gebildet, welche den in Tabelle 5 aufgelisteten Tongehalt aufweisen. Weicht die

Summe aus dem geschätzten Tongehalt und den gemittelten Schluff- und Sandgehalten von 100% ab, wird die Abweichung auf die Gehalte an Schluff und Sand verteilt.

Die Einstufung der Schwere des Bodens erfolgt nach LfL (2011a) in „schwer“, „mittel“ und „leicht“, richtet sich nach den Gehalten an Ton, Schluff und Sand und ist in Tabelle 5 zugeteilt.

Tabelle 5: Zuordnung der Gehalte an Ton, Schluff und Sand sowie der Bearbeitbarkeit des Bodens abgeleitet von der Bodenarten-Einteilung im Rahmen der Bodenschätzung.

Bodenart	Anteil abschlämmbarer Teilchen (%)	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)	Schwere des Bodens
S	10	6,75	41,58 ± 31,30	51,67 ± 29,58	leicht
SI	13	8,78	43,21 ± 28,88	48,01 ± 29,63	leicht
IS	18	12,15	44,32 ± 29,20	43,53 ± 29,78	mittel
SL	23	15,53	40,29 ± 28,13	44,19 ± 29,46	mittel
sL	29	19,58	40,84 ± 24,02	39,59 ± 24,92	mittel
L	44	29,70	42,32 ± 24,07	27,98 ± 24,67	schwer
LT	60	40,50	30,06 ± 21,87	29,44 ± 23,57	schwer
T	65	43,88	28,24 ± 20,23	27,88 ± 21,89	schwer

5.1.10.2 Gehalt an organischem Kohlenstoff (Humusgehalt)

Tabelle 6: Näherungswerte für Corg-Gehalte bewirtschafteter Böden in Bayern nach Capriel (2010).

Bodenartengruppe		Corg (%) konventionell		Corg (%) ökologisch	
		MW	Stabw	MW	Stabw
Sand	S	1.08	0.40		
anlehmiger Sand	SI	1.39	0.50	1.52	0.48
lehmiger Sand	IS	1.47	0.52	1.59	0.56
stark lehmiger Sand	SL	1.63	0.57	1.72	0.71
sandiger Lehm	sL	1.60	0.45	1.72	0.46
Lehm	IS	1.70	0.59	1.95	0.71
schwerer Lehm	LT	2.01	0.65	1.96	0.30
Ton	T	2.08	0.58	2.27	0.32

Für die Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden werden näherungsweise die Werte von Capriel (2010) übernommen, die zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Böden unterscheiden und auf 1867 über ganz Bayern verteilten Proben beruhen (Tabelle 6). In der gleichen Publikation werden auch Modelle zur Abschätzung der C_{org} -Gehalte aufgestellt. Allerdings fließt dort die Bewirtschaftungsweise (ökologisch/konventionell) nicht ein, deren Auswirkung auf den Humusgehalt allerdings so hoch eingeschätzt wird, dass die Richtwerte vorgezogen werden. Das Verfahren, welches zur Übertragung der C_{org} -Gehalte aus der Klasseneinteilung in Capriel (2010) in die Bodenarten-Hauptgruppen der Bodenschätzung verwendet wird, ist in Anhang 4 detailliert beschrieben.

5.1.10.3 Wasserhaushalt

Um den Wasserhaushalt grob abschätzen zu können, muss zunächst die Trockenrohdichte bestimmt werden. Diese lässt sich mit Gehalten aus Ton und Schluff aus Renger et al. (2008) ablesen (Abbildung 3). Da die effektive Lagerungsdichte nicht bekannt ist, erfolgt die Angabe der Trockenrohdichte über die gesamte Spannweite der Lagerungsdichte hinweg.

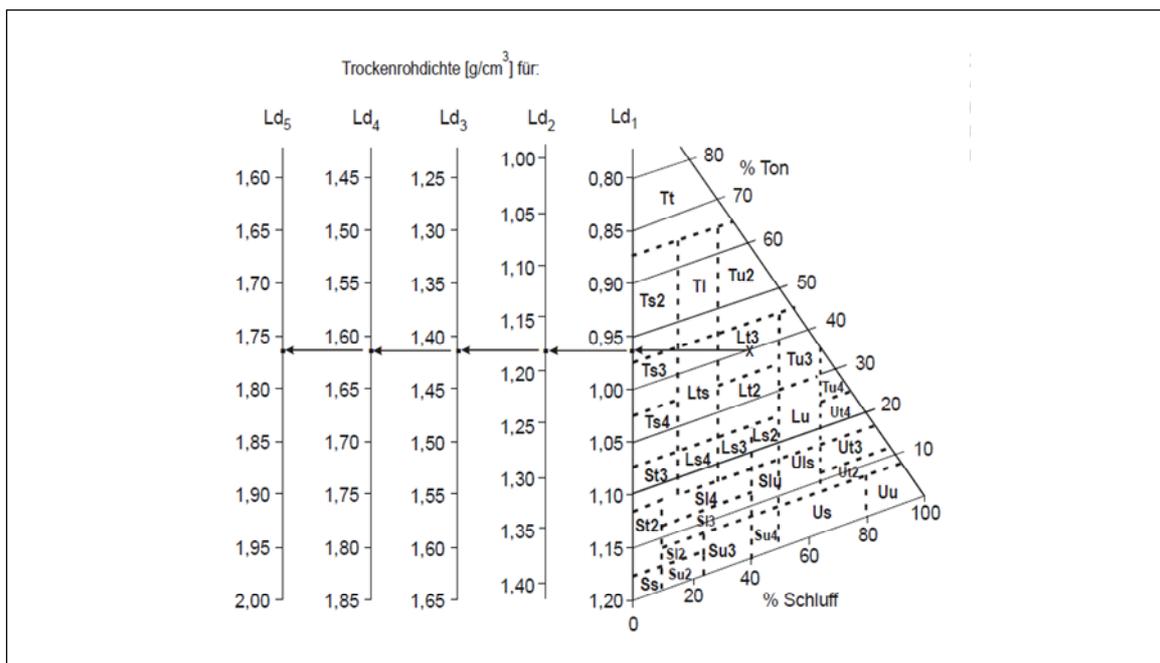


Abbildung 3: Nomogramm zur Ermittlung der mittleren Trockenrohdichten TRD ($g\ cm^{-3}$) der effektiven Lagerungsdichteklassen in Abhängigkeit von der Bodenart (Renger et al., 2008).

Aus der Spannweite der Trockenrohdichte und den Schätzwerten für die C_{org} -Gehalte der einzelnen Bodenarten (siehe 5.1.10.2) lässt sich nunmehr die Spannweite der Lagerungsdichte schätzen mit Hilfe der Formel:

$$\rho_B \left(\frac{g}{cm^3} \right) = \left(TRD \left(\frac{g}{cm^3} \right) + 0,005 \left(\frac{g}{cm^3} \right) * Ton (\%) + 0,001 \left(\frac{g}{cm^3} \right) * Schluff (\%) \right) - \left(0,04 \left(\frac{g}{cm^3} \right) * (Humus (\%) - 1) \right)$$

ρ_B	Lagerungsdichte ($\frac{g}{cm^3}$)
TRD	Trockenrohddichte ($\frac{g}{cm^3}$)
Ton	Tongehalt (%)
Schluff	Schluffgehalt (%)
Humus	Humusgehalt (%)

Aus den Lagerungsdichten wird dann nach folgender Formel die Porosität des Bodens bestimmt (Blume et al., 2010):

$$n = 1 - \frac{\rho_B}{\rho_F} * 100$$

n	Porosität (%)
ρ_F	Festsubstanzdichte ($\frac{g}{cm^3}$)
ρ_B	Lagerungsdichte ($\frac{g}{cm^3}$)

Da Quarz in der Regel den Hauptanteil der Festschubstanz bildet, kann die Festschubstanzdichte ρ_F für Quarz von $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ angenommen werden.

Um den „Water filled pore space“ (WFPS) am permanenten Welkepunkt bestimmen zu können, muss der Gehalt an Totwasser bekannt sein. Vorderbrügge et al. (2005) berechnen diesen mit Hilfe der Formel nach Harrach (1978):

$$\text{Totwassergehalt (Vol. \%)} = 0,56 * \text{Tongehalt (\%)} + 3,8$$

Auf Grundlage dieser Gleichung leiten Vorderbrügge et al. (2005) für die Bodenarten der Bodenschätzung die Feldkapazität ab, welche anhand von 3675 Bohrungen validiert wurde. Diese für die Hauptbodenarten vorliegenden Werte werden hier übernommen.

Die Werte der Feldkapazität und des Totwassergehaltes werden nunmehr mit folgender Formel in den entsprechenden „water filled pore space“ (WFPS) umgerechnet:

$$\text{WFPS} = \frac{\text{WG (Vol. \%)}}{n (\%)} * 100$$

WFPS	water filled pore space (%)
WG	Wassergehalt (%)
n	Porosität (%)

Die Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden (kf-Wert) wird nach Renger et al. (2008; Tabelle 13) in Abhängigkeit von der Bodenart und der Trockenrohdichte für die einzelnen Hauptbodenarten abgelesen.

5.1.11 Energie

Im Folgenden wird beschrieben auf welche Weise die Treibhausgasemissionen ermittelt werden, die durch die Bereitstellung und den Verbrauch verschiedener Energieformen entstehen.

5.1.11.1 Diesel

Zur Verrichtung der diversen landwirtschaftlichen Tätigkeiten wird insbesondere Diesel verbraucht. Für die Treibhausgasbilanzierung müssen hierbei zwei Emissionskategorien berücksichtigt werden: (1) die Emissionen bei der Herstellung des Diesels und (2) diejenigen beim Dieserverbrauch.

Für die Emissionen aus der Herstellung von Diesel und Biodiesel wird auf die Datenbank Ecoinvent (2011) zurückgegriffen (Tabelle 7).

Tabelle 7: Treibhausgasemissionen in kg CO_{2e} (kg Diesel)⁻¹ aus der Herstellung von Diesel (Ecoinvent, 2011).

Kraftstoff	Kategorie	CO _{2e} aus der Produktion
		IPCC (2007) (kg CO _{2e} kg ⁻¹)
Diesel	oil / fuels	0,51199

Zur Berechnung der Emissionen aus dem Einsatz von Diesel wird nach IPCC (2006, Kapitel 3) folgende Formel verwendet:

$$Emissionen_{Diesel} = Kraftstoffmenge_{Diesel} * EF_{Diesel}$$

Das Ausmaß der N₂O- und CH₄-Emissionen wird sehr stark beeinflusst durch die vorhandene Technologie in den Fahrzeugen. Da letztere in dieser Arbeit nicht genau bestimmt werden kann, werden zur Ermittlung der N₂O- und CH₄-Emissionen sowohl für den Straßenverkehr als auch für die Feldarbeiten die Standard-EF aus IPCC (2006; Kapitel 3, Tabelle 3.2.2 und 3.3.1) angenommen. In Tabelle 8 sind alle verwendeten EF aufgelistet.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren in kg TJ⁻¹ zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen aus dem Verbrauch von Diesel (IPCC, 2006).

Arbeit	CO ₂ (kg CO ₂ e TJ ⁻¹)	CH ₄ (kg CH ₄ TJ ⁻¹)	N ₂ O (kg N ₂ O TJ ⁻¹)
Straßentransport	74100	3,9	3,9
Feld	74100	4,15	28,6

Zur Ermittlung der Emissionen aus dem Dieserverbrauch muss die Menge an Diesel bestimmt werden, die zur Produktion im Pflanzenbau benötigt wird. Für jede Fruchtart wird ein bayernweit standardisiertes Anbauverfahren angenommen, die hierfür benötigte Menge Diesel pro Hektar ermittelt und durch Multiplikation mit den entsprechenden Emissionsfaktoren die Menge an Treibhausgasemissionen aus den Arbeiten errechnet (siehe 5.1.13).

5.1.11.2 Heizöl

Entsprechend wie beim Diesel müssen beim Einsatz von Heizöl zwei Emissionskategorien berücksichtigt werden: (1) die Emissionen bei der Herstellung des Heizöls und (2) diejenigen beim Heizölverbrauch.

Für die Emissionen aus der Herstellung von Heizöl wird ebenfalls auf die Datenbank Ecoinvent (2011) zurückgegriffen (Tabelle 9).

Die Emissionen aus dem Verbrauch des Heizöls werden mit den Emissionsfaktoren für die CO₂-, N₂O- und CH₄-Emissionen des Diesels im Straßentransport (Tabelle 8), wie in 5.1.11.1 beschrieben, errechnet.

Tabelle 9: Treibhausgasemissionen in kg CO₂e (kg Heizöl)⁻¹ aus der Herstellung von Heizöl (Ecoinvent, 2011).

Kraftstoff	Kategorie	CO ₂ e aus der Produktion IPCC (2007) [kg CO ₂ e kg ⁻¹]
Heizöl	light fuel oil	0,50924

5.1.11.3 Strom

Beim Strom fallen Treibhausgasemissionen nur aus der Bereitstellung des Stromes an. In dieser Arbeit wird hierfür der aktuelle deutsche Strom-Mix ermittelt vom Umweltbundesamt (2012b) verwendet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Treibhausgasemissionen in kg CO₂e (kWh Strom)⁻¹ aus der Bereitstellung von Strom (Umweltbundesamt, 2012b).

Energie	CO ₂ e aus der Produktion (kg CO ₂ e kWh ⁻¹)
Deutscher Strom-Mix	0,559

5.1.12 Agrarumweltmaßnahmen

Die beantragten Agrarumweltmaßnahmen haben eine große Auswirkung auf die Bewirtschaftungsweise und fließen aus diesem Grund in die Bilanzierung mit ein.

In der Datenbank werden die Agrarumweltmaßnahmen dem Schlag und somit der angebauten Fruchtart zugeordnet, auf der sie erfolgen, so dass die Maßnahme in ihren Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz der dort angebauten Frucht exakt abgeschätzt werden kann.

Erfasst werden Maßnahmen und Bewirtschaftungsauflagen nach dem Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) und dem Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm (VNP).

5.1.12.1 Maßnahmen nach KULAP

5.1.12.1.1 Gesamtbetriebliche Maßnahmen

Hier ist nur die Förderung des Ökologischen Landbaus zu nennen (A11 und K14), welcher im Rahmen dieser Arbeit von der Bilanzierung ausgeschlossen wird.

5.1.12.1.2 Grünland

Die Agrarumweltmaßnahmen zur Mahd von Steilhangwiesen (A25 und A26) sowie zur Extensivierung von Wiesen mit Schnittzeitpunktauflage (A28) finden keinen Eingang in die Kalkulation, da sie keine Auswirkung auf die Treibhausgasbilanz einer pflanzenbaulichen Produktion haben.

Darüber hinaus wird angenommen, dass Flächen unter einer agrarökologischen Grünlandnutzung (Tabelle 11) vollständig aus einer landwirtschaftlichen Nutzung genommen worden sind. Da hier auch kein Einfluss aus einer Landnutzungsänderung entsteht, werden diese Flächen zur Bilanzierung der Treibhausgase nicht berücksichtigt (A29).

Auf Flächen, auf denen ein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz zu unterbleiben hat (Tabelle 11) werden keine Pflanzenschutzmaßnahmen und somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung der Pestizide angerechnet, da die ungespritzten Flächen in der Gesamtanbaufläche, die in die Ermittlung des Behandlungsindex einfließt mit enthalten sind (5.1.9).

Tabelle 11: Agrarumweltmaßnahmen (AUM) im Grünland und deren Auswirkung auf die Treibhausgasbilanzierung.

Name der Agrarumweltmaßnahme	AUM Code	Für die THG-Bilanzierung bedeutsame Maßnahmen
Umweltorientierte Dauergrünlandnutzung	A21	Kein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz
Grünlandextensivierung	A22 & A23	Kein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz Keine Mineraldüngung
Extensive Grünlandnutzung	A24	Kein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz Keine Düngung
Extensive Weidenutzung	A27	Kein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz Keine Düngung
Agrarökologische Grünlandnutzung	A29	Keine landwirtschaftliche Produktion

Es wird angenommen, dass Flächen, auf denen keine Mineraldüngung erfolgen darf, ertragsoptimiert mit Wirtschaftsdüngern gedüngt werden. Diese Maßnahme hat somit keine Auswirkung auf die gesamte Summe an ausgebrachten Nährstoffen eines Betriebes und damit auch nicht auf die Treibhausgasbilanz. Flächen, auf denen eine Düngung - mit Ausnahme einer Kalkung - generell unterbleiben muss, werden keine Emissionen aus der Ausbringung von Düngemitteln angerechnet.

5.1.12.1.3 Acker

Die Agrarumweltmaßnahmen zur extensiven Fruchtfolge (A30) und zur vielfältigen Fruchtfolge (A31) finden keinen Eingang in die Kalkulation, da sie keine Auswirkung auf die Treibhausgasbilanz einer pflanzenbaulichen Produktion haben.

Winterbegrünung (A32; M32)

Für eine Winterbegrünung sind sowohl winterharte als auch abfrierende Zwischenfrüchte zulässig. Die Maßnahme der Begrünung wird der Folgefrucht zugeordnet, das heißt alle treibhausrelevanteren Maßnahmen - auch diejenigen im Vorjahr (Bodenbearbeitung, Saat) - werden der Folgefrucht zugerechnet.

Der Anbau einer Winterbegrünung im Ackerbau hat mehrere Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz:

- Zur Aussaat der Winterbegrünung werden Emissionen aus der Saatgutherstellung sowie aus Dieselherstellung und -verbrauch bei der Aussaat angerechnet. Die Anbauverfahren der Zwischenfrüchte sind unter 5.1.14 detailliert beschrieben.
- Der Aufwuchs dieser Winterbegrünung muss auf der Fläche verbleiben und es wird angenommen, dass er auch nicht durch eine Beweidung im Rahmen der traditionellen Hüteschafhaltung genutzt wird. Aus diesem Grund fließt der Aufwuchs entsprechend der unter 5.1.4 beschriebenen Humusbilanzierungsmethoden positiv in die Humusbilanz mit ein.

- Der mögliche Einfluss einer erosionsbremsenden Wirkung von Zwischenfrüchten auf die Emission von Treibhausgasen kann zu diesem Zeitpunkt noch nicht berücksichtigt werden.

An dieser Stelle soll kurz erläutert werden, wieso mögliche Auswirkungen eines Zwischenfruchtanbaus auf die Nitratauswaschung (NO_3^-) über den Winter in dieser Arbeit nicht erfasst werden:

- Versuche des Instituts für Agrarökologie haben gezeigt, dass das Abfrieren nicht winterharter Zwischenfrüchte zur Zerstörung der Zellstruktur und somit zum Austreten des stickstoffreichen Zellsaftes führt. Je früher dieses Abfrieren stattfindet (in der Regel bis Anfang Dezember), desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass die NO_3^- -Auswaschung somit nur verzögert, aber in der Summe in einem ähnlichen Maße auftritt. Im Frühjahr sind dann mit oder ohne Zwischenfruchtanbau ähnliche N_{min} -Gehalte im Boden wieder zu finden.
- Bei nicht abfrierenden Zwischenfrüchten findet eine NO_3^- -Auswaschung aufgrund der Aufnahme des Stickstoffes in Spross und Wurzeln kaum statt. Allerdings verhindert die zu langsame Mineralisation eine Verwertung des Stickstoffs durch die Hauptfrucht, so dass sich nach der Ernte erhöhte N_{min} -Gehalte im Boden wiederfinden und die Nitrat-Problematik somit in den nächsten Winter verschoben wird.

Der Anbau einer Winterzwischenfrucht in Dauerkulturen wird hier nicht berücksichtigt, da diese Treibhausgasbilanzierung den Anbau von Dauerkulturen nicht erfasst (siehe 5.1.2).

Mulchsaatverfahren (A33)

Ähnlich wie bei der Winterbegrünung werden auch hier sämtliche Maßnahmen der Folgefrucht zugeordnet.

Die Durchführung eines Mulchsaatverfahrens hat mehrere Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz des Ackerbaus:

- Ähnlich wie bei der Winterbegrünung werden zusätzliche Emissionen für das Saatgut und die Ansaat der Winterzwischenfrucht angerechnet. Die Anbauverfahren der Zwischenfrüchte sind unter 5.1.14 detailliert beschrieben.
- Durch einen pfluglosen Anbau der folgenden Hauptfrucht reduzieren sich die Emissionen aus der Bodenbearbeitung, wie in 5.1.13.1 beschrieben.
- Die Nutzung des Aufwuchses ist hier ebenfalls nicht gestattet, weshalb der Aufwuchs entsprechend der unter 5.1.4 beschriebenen Humusbilanzierungsmethoden seinen positiven Eingang in die Humusbilanz findet.
- Die Auswirkung des möglichen erosionsbremsenden Einflusses eines Mulchsaatverfahrens auf die Emission von Treibhausgasen kann zu diesem Zeitpunkt noch nicht berücksichtigt werden.

Ähnlich wie bei der Winterbegrünung wird kein Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf die Nitratauswaschung angenommen.

Eine Anwendung des Mulchsaatverfahrens in Dauerkulturen wird hier nicht berücksichtigt, da diese Treibhausgasbilanzierung den Anbau von Dauerkulturen nicht erfasst (siehe 5.1.2).

Umwandlung von Ackerland in Grünland (A34)

Diese Maßnahme stellt eine direkte Landnutzungsänderung (LUC) dar. Wie LUC in die Bilanz einbezogen wird, ist in (5.1.15) detailliert beschrieben.

Grünstreifen zum Gewässer- und Bodenschutz (A35)

Diese Grünstreifen können neu eingesät aber auch beibehalten worden sein. Hier wird angenommen, dass diese Grünstreifen bereits vorhanden waren und nicht extra angelegt werden.

Auf diesen Flächen hat ein flächendeckender chemischer Pflanzenschutz zu unterbleiben. Deshalb werden keine Pflanzenschutzmaßnahmen und somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung der Pestizide angerechnet.

Außerdem ist jegliche Düngung einschließlich einer Kalkung untersagt, so dass keine Emissionen aus der Ausbringung von Düngemitteln angerechnet werden.

Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen (A36)

Es wird angenommen, dass auf all diesen Ackerflächen Blühwiesen eingesät wurden. Diese Maßnahme stellt somit eine direkte Landnutzungsänderung dar und wird entsprechend der in 5.1.15 beschriebenen Methodik berücksichtigt.

5.1.12.1.4 Spezielle Bewirtschaftungsformen zum Erhalt der Kulturlandschaft

Die Agrarumweltmaßnahmen zum Streuobstbau (A45), zum umweltgerechten Weinbau in Steil- und Terrassenlagen (A46 und A47), zur extensiven Teichwirtschaft (A48) sowie die Heckenpflegeprämie (A51) finden keinen Eingang in die Kalkulation, da sie keine Auswirkung auf die Treibhausgasbilanz einer pflanzenbaulichen Produktion haben.

Die Agrarumweltmaßnahme zur Sommerweidehaltung für Rinder (A48) würde eine Anrechnung der Weidezeit bezüglich einer organischen Düngung betreffen. Da die Anrechnung der Weidezeit allerdings schon bei der Kalkulation der organischen Düngung erfolgt (5.1.7.1), wird an dieser Stelle nicht mehr auf mögliche Auswirkungen dieser AUM auf die Treibhausgasbilanzierung eingegangen.

Behirtungsprämie für anerkannte Almen und Alpen (A41)

Auf diesen Almen und Alpen dürfen flächendeckend keine chemischen Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden. Hier werden somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung der Pestizide angerechnet.

Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger durch Injektionsverfahren (A62 und 63)

Die Injektion von flüssigen Wirtschaftsdüngern in den Boden erfolgt mit Schlitzverteilern oder mit Direkteinbringung in Kombination mit einem Grubber. Beim Einsatz dieser Technik zur Ausbringung von Schweine- und Rindergülle werden um 60% bzw. 90% verringerte NH_3 -Emissionen gegenüber einer herkömmlichen Breitverteilung angerechnet (UBA, 2011; Tabelle 16). Allerdings kommt dadurch auch mehr N in den Boden, welcher als Quelle für N_2O - und NO_3^- -Verluste dient. Auf diesen Flächen werden somit die indirekten N_2O -Verluste aus den NH_3 -Emissionen niedriger und gleichzeitig die direkten und über die NO_3^- -Auswaschung indirekten N_2O -Verluste höher angesetzt.

5.1.12.2 Maßnahmen nach VNP

Die Teichwirtschaft wird in dieser Arbeit nicht behandelt, so dass der Biotoptyp Teiche des VNP nicht berücksichtigt wird (G41, G42, G43 und G44 sowie Z45).

5.1.12.2.1 Biotoptyp Acker

Nicht berücksichtigt werden in diesem Bereich die Zusatzleistungen zur naturschonenden standortspezifischen Bewirtschaftung (Z C1, Z C2, Z C3 und Z C4) sowie zum Erhalt von Streuobstäckern (Z14), da diese nicht als treibhausgasrelevant angesehen werden.

Extensive Ackernutzung (G11 und N15)

Es wird davon ausgegangen, dass der Getreideertrag auf diesen Flächen durch den von 13 cm (Standard) auf 20 cm erhöhten Saatreihenabstand reduziert und durch die Bewirtschaftungsruhe zwischen dem 15.04. und 30.06. um 35% reduziert ist.

Diese Maßnahme ist darüber hinaus kombinierbar mit Zusatzleistungen, die unterschiedlich in die Treibhausgasbilanz einfließen:

- Darf kein chemischer Pflanzenschutz erfolgen (Z10, Z11 und Z12) werden keine Pflanzenschutzmaßnahmen und somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung der Pestizide angerechnet
- Ist lediglich die Mineraldüngung ausgeschlossen (Z12), wird davon ausgegangen, dass der Landwirt die Flächen ertragsoptimiert mit Festmist düngt. Diese Maßnahme wird somit nicht in der Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt. Flächen, auf denen eine Düngung generell zu unterbleiben hat (Z10 und Z11), werden keine Düngung und somit keine Emissionen aus der Ausbringung von Düngemitteln angerechnet.

Brachlegung auf Acker (G12, G13, N16 und N17)

Diese Maßnahme stellt eine direkte Landnutzungsänderung dar und wird entsprechend der in (5.1.15) beschriebenen Methodik berücksichtigt.

5.1.12.2.2 Biotoptyp Wiese

Nicht berücksichtigt werden in diesem Bereich die Brachlegung in Biberlebensräumen (G28), da die Flächen einfach nur aus der Nutzung genommen werden sowie die Zusatzleistungen zur naturschonenden standortspezifischen Bewirtschaftung (Z W1 bis Z W9) und zum Erhalt von Streuobstwiesen (Z24 und G27), da diese nicht als treibhausgasrelevant angesehen werden.

Die Maßnahmen sind mit Zusatzleistungen kombinierbar, die unterschiedlich in die Treibhausgasbilanz einfließen:

- Darf kein chemischer Pflanzenschutz erfolgen (Z20, Z21, Z22, G26, N10 und N25) werden keine Pflanzenschutzmaßnahmen und somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung der Pestizide angerechnet
- Ist lediglich die Mineraldüngung ausgeschlossen (Z22), wird davon ausgegangen, dass der Landwirt die Flächen ertragsoptimiert mit Festmist düngt. Diese Maß-

nahme wird somit nicht in der Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt. Flächen, auf denen eine Düngung generell zu unterbleiben hat (Z20, Z21, G26, N10 und N25), werden keine Düngung und somit keine Emissionen aus der Produktion und Ausbringung von Düngemitteln angerechnet.

Umwandlung von Ackerland in Wiesen (G20)

Diese Maßnahme stellt eine direkte Landnutzungsänderung dar und wird entsprechend der in (5.1.15) beschriebenen Methodik berücksichtigt.

Da die Wiese neu eingesät werden muss, werden auf diesen Flächen Emissionen aus der Saatgutbereitstellung und dem Energieverbrauch zur Aussaat angerechnet. Die weitere Nutzung fällt in eine "normale" Grünlandnutzung.

Extensive Mähnutzung

Es wird angenommen, dass nur eine Mahd durchgeführt wird. Die Erträge werden für alle Schnittzeitpunkte (G21, G22, G23, G24, G25, E21, E22, E23, E24 und E25) mit 40 dt ha⁻¹ angesetzt (LfL, 2011a; Anhang 2a - Bestand mit 1 Nutzung ohne Angabe des Wiesentyps). Ein qualitativer Verlust durch die späte Mahd wird an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

5.1.12.2.3 Biototyp Weide

Hier wird nur die Umwandlung von Ackerland in Weiden (G30) berücksichtigt. Diese Maßnahme stellt eine direkte Landnutzungsänderung dar und wird entsprechend der in (5.1.15) beschriebenen Methodik berücksichtigt.

Da die Weide oder Mähweide neu eingesät werden muss, werden auf diesen Flächen Emissionen aus der Saatgutbereitstellung und dem Energieverbrauch zur Aussaat angerechnet. Die weitere Nutzung fällt in eine "normale" Mähweidenutzung.

Nicht berücksichtigt werden hingegen die extensive Weidenutzung (G31, G32, N31, N32 und N33) sowie die Zusatzleistungen zur naturschonenden standortspezifischen Bewirtschaftung (Z E1 bis Z E4) und zum Erhalt von Streuobstweiden (Z34), da all diese Maßnahmen keine Treibhausgasemissionen erwarten lassen.

5.1.13 Arbeiten

Grundsätzlich wird angenommen, dass die Betriebe über zwei Schlepper (45 kW und 67 kW) verfügen. Die angenommene mittlere Hof-Feld-Entfernung beträgt 1 km.

Da die Flächengröße einen nicht-linearen Einfluss auf die Treibstoffmenge hat, aber die Verbräuche nur punktuell für die Flächengrößen 1 ha, 2 ha, 5 ha, 10 ha und 50 bzw. 20 ha erfasst aus KTBL (2012) ausgelesen werden, wird zur Erfassung des Dieserverbrauchs pro ha vereinfachend der Wert der nächstliegenden Flächengröße genommen.

5.1.13.1 Bodenbearbeitung

Ob eine wendende oder nicht wendende Bodenbearbeitung durchgeführt wird, ist in dieser Arbeit abhängig von der Schwere des Bodens. So werden die Bodengruppen S und SI als leicht eingestuft und generell nicht wendend bearbeitet.

Darüber hinaus wird nicht wendend gearbeitet, wenn die auf der Fläche beantragten Agrarumweltmaßnahmen ein Pflügen nicht vorsehen (siehe 5.1.12.1.3).

5.1.13.2 Saatbettbereitung

Es wird angenommen, dass die Saatbettbereitung in allen Früchten, sowohl nach wendender als auch nicht wendender Bodenbearbeitung mit einer 3,6 m breiten Egge mit Saatbettkombination durchgeführt wird.

5.1.13.3 Saat

Wenn anhand der unter 5.1.13.1 beschriebenen Bedingungen für die Fläche eine wendende oder nicht-wendende Bearbeitung bzw. eine Direktsaat angenommen wird, werden in der Bilanzierung auch entsprechend verschiedene Sämaschinen verwendet.

5.1.13.4 Pflanzenschutzmaßnahmen

Entsprechend der Angabe in KTBL (2010) wird angenommen, dass alle Pflanzenschutzmaßnahmen mit einer Anbaupflanzenschutzspritze mit 15 m Gestänge sowie 1000 l Fassungsvermögen durchgeführt werden. Die einzige Ausnahme bilden die Kartoffeln, in denen eine Anbauspritze mit einem 18 m Gestänge sowie 1000 l Fassungsvermögen verwendet wird. Für alle Fruchtarten und Maßnahmen einheitlich ist die konstante Spritzmenge von 300 l ha^{-1} .

Die Anzahl der Behandlungen in den einzelnen Fruchtarten werden den Neptun-Berichten (Roßberg et al., 2002 und 2010) entnommen und sind im Anhang 5 aufgelistet.

5.1.13.5 Düngungsmaßnahmen

5.1.13.5.1 Mineralische Düngung

Zur Ausbringung der Grunddüngung und mineralischen Stickstoffdüngung wird angenommen, dass sämtliche Dünger lose vorliegen und mittels einer Förderschnecke mit einem 5,5 kW Elektromotor und einer Förderleistung von 25 t h^{-1} in einen $0,8 \text{ m}^3$ großen an einem 45 kW Schlepper angebauten Mineraldüngerschleuderstreuer mit einer Wurfweite von 15 m am Hof verladen und ausgebracht werden.

Zur Durchführung der Kalkung wird angenommen, dass der Kalk in einem 3-Jahres-Turnus mittels eines 45 kW Schleppers mit einer Mineraldüngerschaufel von $0,55 \text{ m}^3$ in den an einen 67 kW Schlepper angehängten Anhängeschleuder mit einem Volumen von 4 m^3 gefüllt und ausgebracht wird.

5.1.13.5.2 Organische Düngung

Im Rahmen der Landwirtschaftszählung (Statistisches Bundesamt, 2011) wurden unter anderem die Ausbringungsmengen unterschiedlicher Wirtschaftsdüngerarten, die verwendeten Ausbringtechniken sowie die Zeiträume erfasst, innerhalb welcher flüssige Wirtschaftsdünger in den Boden eingearbeitet werden.

Diese Veröffentlichung stellt die Grundlage für die Annahmen dieser Arbeit dar: Es wird angenommen, dass 80% der Wirtschaftsdünger in flüssiger Form vorliegen, wobei auf dem Acker hiervon 80% breitverteilt und 20% mit dem Schleppschlauch ausgebracht werden. 25% des breitverteilten flüssigen Wirtschaftsdüngers werden innerhalb einer Stunde zusätzlich eingearbeitet. Auf dem Grünland werden 100% mit einem Breitverteiler ausgebracht.

Darüber hinaus wird angenommen, dass die Aufteilung in 80% flüssige und 20% feste Wirtschaftsdünger zur Berechnung der Emissionen aus bei Ergänzung der übrigen organischen Dünger zutrifft.

5.1.13.6 Ernte

Der Energieverbrauch bei der Ernte ist abhängig vom Ertrag. Über die auf Landkreisebene durch das statistische Landesamt erhobenen Ertragsschätzungen (siehe 5.1.6) wird der Dieserverbrauch für die Ernte differenziert.

5.1.13.7 Transport

Emissionen aus dem Transport fallen an, wenn die Erntegüter vom Feld zum Hof gefahren werden. Wie unter 4.2.1 festgelegt, endet die Systemgrenze am Hof, wobei für Zuckerrüben und Kartoffeln eine Ausnahme gemacht wird. Der Transport der Ernteprodukte zum Kartoffellager bzw. zur Zuckerrübenfabrik fließt in die Bilanzierung ein. Als Distanz werden nach Bernhardt & Heizinger (2012) folgende Distanzen angenommen:

- ↳ Hof und Kartoffellager: 30 km
- ↳ Hof und Zuckerrübenfabrik: 80 km

Für alle Transporte wird angenommen, dass die Transportfahrzeuge zu 100% mit dem landwirtschaftlichen Erntegut beladen sind. Die leere Rückfahrt ist in den Energieverbräuchen enthalten.

5.1.13.8 Reinigung, Trocknung und Lagerverluste

Zur Reinigung der in Anhang 7 angegebenen Anteile unterschiedlicher Fruchtarten wird in dieser Arbeit angenommen, dass pro 10 t Erntegut 1 kWh Energie in Form von Strom bereitgestellt werden muss.

Um die Lagerfähigkeit zu garantieren, müssen einige Körnerfrüchte getrocknet werden. In Anhang 7 sind die Ernteanteile pflanzenbaulicher Früchte angegeben, welche getrocknet werden müssen (LfL, 2012), sowie die Wassergehalte welche für eine langfristige Lagerfähigkeit erzielt werden müssen.

Die in der Trocknung zu entziehende Wassermenge errechnet sich wie folgt:

$$Et = Eges * \frac{TA}{100}$$

<i>Et</i>	<i>getrockneter Ertragsanteil (dt ha⁻¹)</i>
<i>Eges</i>	<i>regionaler Ertrag bei 14% Feuchte (dt ha⁻¹)</i>
<i>TA</i>	<i>zu trocknender Anteil des Erntegutes</i>

$$Wt = Et * \frac{(100 - FL)}{(100 - FE)} - Et$$

<i>Wt</i>	<i>durch die Trocknung zu entziehende Wassermenge (kg ha⁻¹)</i>
<i>FL</i>	<i>Feuchtegehalt zum Zeitpunkt der Lagerung (%)</i>
<i>FE</i>	<i>Feuchtegehalt zum Zeitpunkt der Ernte (%)</i>

Nach Schön et al. (1998) wird angenommen, dass ein spezifischer Wärmeaufwand von 6000 kJ benötigt wird, um dem Erntegut 1 kg Wasser zu entziehen. Weitere Emissionen fallen im vorgelagerten Bereich der Gewinnung von Heizöl sowie bei der Verbrennung des Heizöls im Trocknungsprozess an (Kapitel 5.1.11.2). Eine vollständige Beispielsrechnung zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen aus der Trocknung von Erntegütern findet sich im Anhang 8.

5.1.13.9 Stoppelbearbeitung

Es wird angenommen, dass die Stoppelbearbeitung in zwei Arbeitsgängen auf allen Flächen mittels eines 2,5 m breiten Schwergrubbers angehängt an einen 67 kW Schlepper erfolgt.

5.1.14 Zwischenfruchtanbau

Der Zwischenfruchtanbau ist in mehrfacher Hinsicht für die Treibhausgasbilanz einer landwirtschaftlichen Frucht relevant: 1) Für den Anbau der Zwischenfrucht wird Energie benötigt, 2) er wirkt sich positiv auf die Humusbilanz eines Standortes aus und 3) er hat möglicherweise Auswirkungen auf die Bodenbearbeitung zur nachfolgenden Hauptfrucht (Kapitel 5.1.12.1.3).

Da nur ein beantragter Zwischenfruchtanbau als zuverlässig angenommen wird und in die Bilanzierung einfließt, werden nur die Flächen berücksichtigt, für welche entsprechende AUM beantragt wurden (siehe 5.1.12.1.3). Ferner wird angenommen, dass alle Zwischenfrüchte zur Gründüngung angebaut und somit nicht gedüngt und geerntet werden, sowie das Saatgut ausschließlich zugekauft wird. Nach Kreitmayer (2011) werden die in Tabelle 12 aufgelisteten Annahmen bezüglich der Arten, Anteile und Maßnahmen des Zwischenfruchtanbaus getroffen.

Tabelle 12: Annahmen zum Zwischenfruchtanbau.

Pflanzenart	Bedeutung der Fruchtarten (%) [gesamte Winterbegrünung bzw. Mulchsaat = 100%]	Saatmenge (kg ha ⁻¹)	Anbautechnik	
			Saatbettbereitung (3 m; 45 kW)	Saat (3 m; 45 kW)
Zwischenfruchtanbau zur Winterbegrünung				
Ölrettich	44	20	Saatbettkombination zum eggen, angebaut;	Sämaschine für Ölrettich, Rübse, Senf als Zwischenfrucht
Hafer	22	130		Sämaschine für Hafer
Winterroggen	13	160		Sämaschine für Roggen
Winterrübsen	4	10		Sämaschine für Ölrettich, Rübse, Senf als Zwischenfrucht
Landsberger Gemenge	4	50		Sämaschine für Landsberger Gemenge als Zwischenfrucht
Erbse/Saatwicke	13	45		Sämaschine für Leguminosengemenge als Zwischenfrucht
Zwischenfruchtanbau als Mulchsaat				
Senf	91	20	Saatbettkombination zum eggen, angebaut;	Sämaschine für Ölrettich, Rübse, Senf als Zwischenfrucht
Phacelia	9	10		Sämaschine für Phacelia als Zwischenfrucht

5.1.15 Landnutzungsänderung

Auch die Landnutzungsänderung findet ihren Eingang in die Treibhausgasbilanzierung. In dieser Arbeit werden nur die Umwandlungen von Dauergrünland in Ackerland berücksichtigt. Landnutzungsänderungen dieser Art fließen nach IPCC (2000b) mit Emissionen von 800 kg C ha⁻¹ a⁻¹ bzw. 2133 kg CO₂e ha⁻¹ a⁻¹ über einen Zeitraum von 50 Jahren in die Bilanz ein.

Zusätzlich wird nach Aussage des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz der LfL angenommen, dass nach einem Grünlandumbruch ungefähr 1000 kg N ha⁻¹ über einen Zeitraum von zehn Jahren mineralisiert werden. Die somit jährlich verfügbar werdenden 100 kg N ha⁻¹ fließen zusätzlich in die Ermittlung der bodenbürtigen N-Emissionen mit ein (siehe 5.1.7.1).

Da in der Datenbank nur Daten für das Jahr 2009 enthalten sind, können Landnutzungsänderungen auf Feldebene in dieser Arbeit nicht erfasst werden. Aus diesem Grund, wird die gesamte bayerische Fläche ermittelt, welche in einem vergangenen Zeitraum von zehn bzw. 50 Jahren die oben genannte Landnutzungsänderung erfahren hat und dadurch im Jahr 2009 N₂O- bzw. CO₂-Emissionen aufweist. Nach Multiplikation der Fläche mit den oben erwähnten Emissionsfaktoren wird die resultierende Summe an THG-Emissionen auf alle landwirtschaftlich genutzten bayerischen Flächen gleichmäßig verteilt.

Die Daten zu den jährlichen Gesamtflächen an Dauergrünlandumbruch auf Landkreisebene über den Zeitraum von 1968 bis 2008 wurden von Herrn Dr. Michael Eisele vom Landesamt für Umwelt, Referat Grundwasserschutz zur Verfügung gestellt.

5.2 Einsatz der Datenbank: Beispiel Wintergerste

Um die Möglichkeiten der Datenbank aufzuzeigen, wird als Beispiel eine regional differenzierte Treibhausgasbilanz für den Anbau von Wintergerste berechnet. Die Humusbilanz ist in diesem Beispiel nach der VDLUFA-Methode ermittelt. Das angenommene Anbauverfahren ist in Anhang 6 dargestellt.

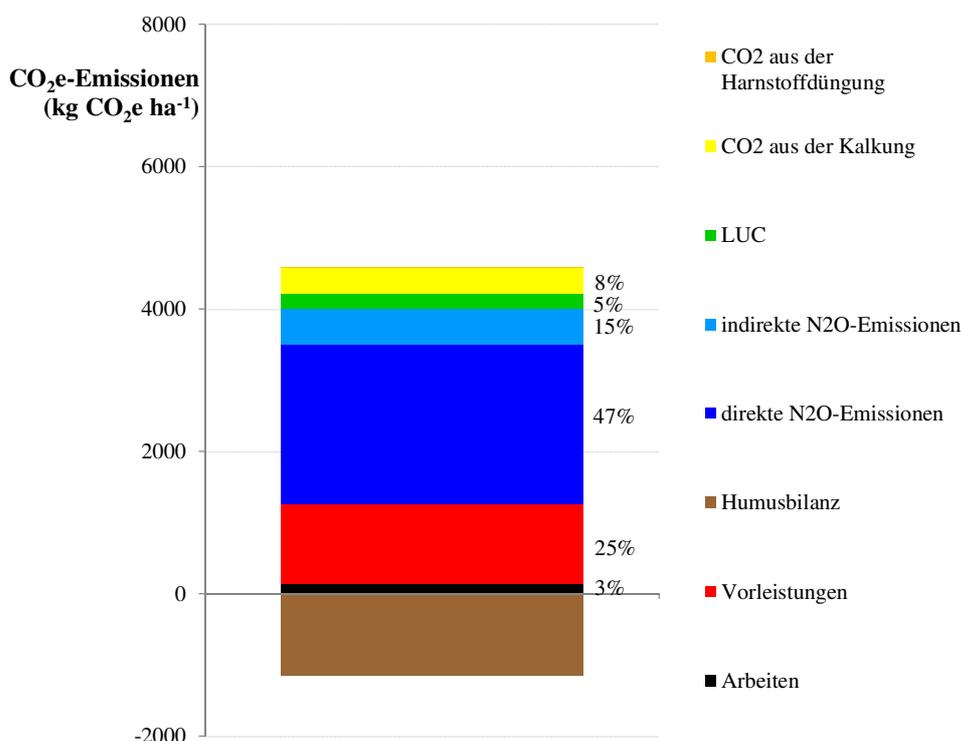


Abbildung 4: Durchschnittliche flächenbezogene Treibhausgasbilanz von bayerischer Wintergerste in kg CO₂e ha⁻¹. Die Prozentangaben stellen den Anteil einer Emissionsquelle an den Gesamtemissionen dar (Immissionen aus dem Humusaufbau sind ausgenommen).

Über alle Flächen Bayerns gemittelt beträgt die Treibhausgasbilanz von Wintergerste im Jahr 2009 bezogen auf die Fläche 3427 kg CO₂e ha⁻¹ (Abbildung 4) und bezogen auf das Produkt 0,571 kg CO₂e kg⁻¹ Gerstenkörner.

Den mit Abstand größten Emissionsfaktor stellt die Düngung und hier insbesondere die Mineraldüngung dar. Der Zukauf von Mineraldüngern macht im Durchschnitt 89% der Emissionen aus der Bereitstellung von Vorleistungen aus, welche mit 25% zur Gesamtreibhausgasbilanz beitragen (Abbildung 4). Zusätzlich führt die Zufuhr von Stickstoff-unabhängig von der Düngerform - zu direkten und indirekten Lachgasemissionen, welche insgesamt den größten Anteil von 63% an der Treibhausgasbilanz haben. Darüber hinaus tragen die CO₂-Emissionen aus der Kalkung sowie der Düngung von Harnstoff noch mit einem kleinen Anteil von 8% zu den Emissionen aus der Mineraldüngung bei.

Einen geringen Anteil von 3% haben die Emissionen aus der Bereitstellung und dem Verbrauch von Energie im Rahmen der Bearbeitung der Fläche und der weiteren Versorgung der Ernteprodukte. Die Humusbilanz fällt mit durchschnittlich 1160 kg CO₂e ha⁻¹ sehr positiv aus, was darin begründet liegt, dass die Bilanz nicht fruchtfolgeübergreifend be-

rechnet wird und darüber hinaus angenommen wird, dass das Stroh, welches eine hohe humusreproduzierende Wirkung hat, generell auf der Fläche verbleibt und in seiner gesamten Wirkung der Wintergerste zugerechnet wird.

Da die Daten bis auf die Ebene des Feldstücks mit dessen zugehöriger FID abgelegt werden, kann eine geographische Zuordnung der berechneten Treibhausgasbilanzen auf allen Ebenen (Fläche, Gemeinde, Landkreis, etc.) erfolgen. So können in Abbildung 5 die Unterschiede zwischen den Landkreisen bezüglich ihrer Treibhausgasbilanz für Wintergerste visualisiert werden.

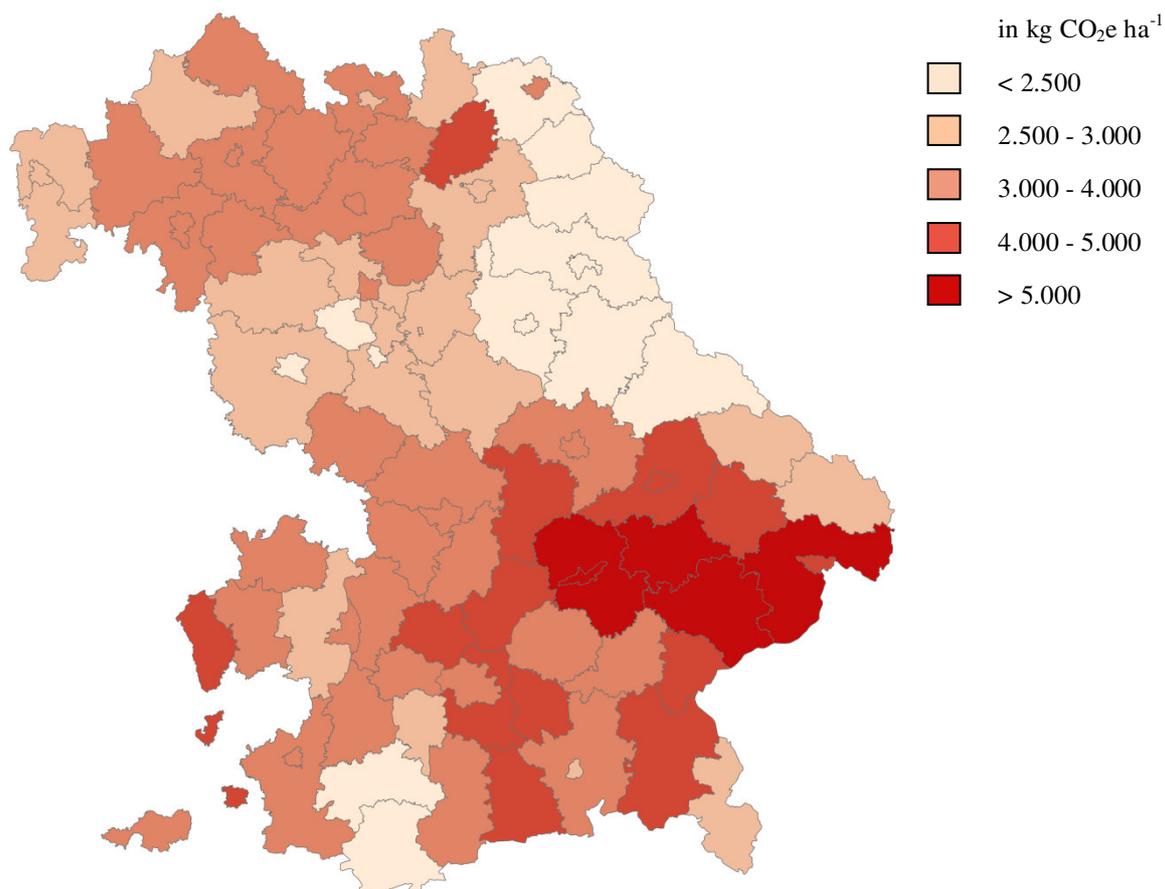
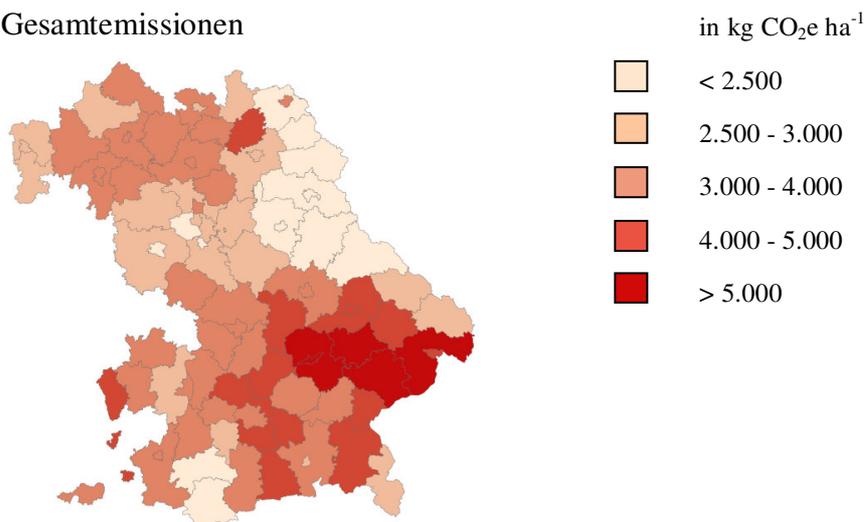


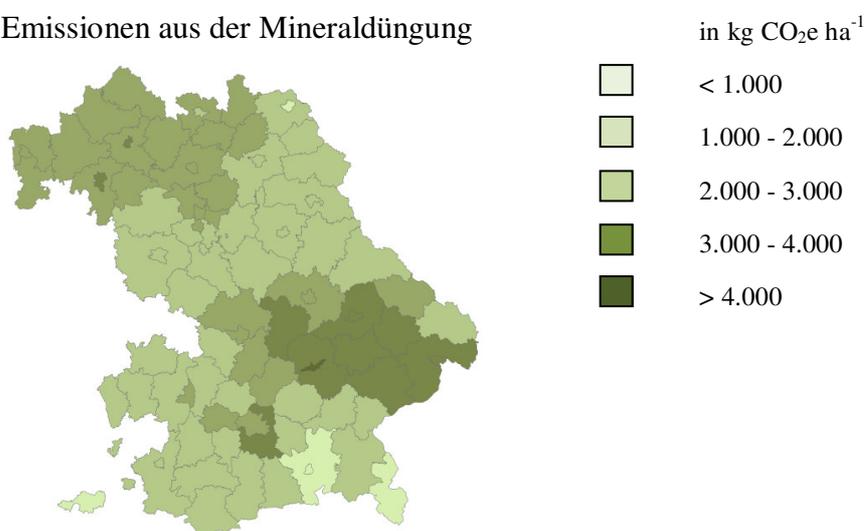
Abbildung 5: Mittelwert der flächenbezogenen Treibhausgasbilanz von Wintergerste in kg CO₂e ha⁻¹ innerhalb der einzelnen Landkreise in Bayern.

Für eine detailliertere Analyse der Einflussfaktoren auf die Treibhausgasbilanz können die Daten in gewünschter Form aus der Datenbank ausgelesen und mit statistischen Methoden weiter analysiert werden.

Gesamtemissionen



Emissionen aus der Mineraldüngung



Emissionsfaktoren für N₂O

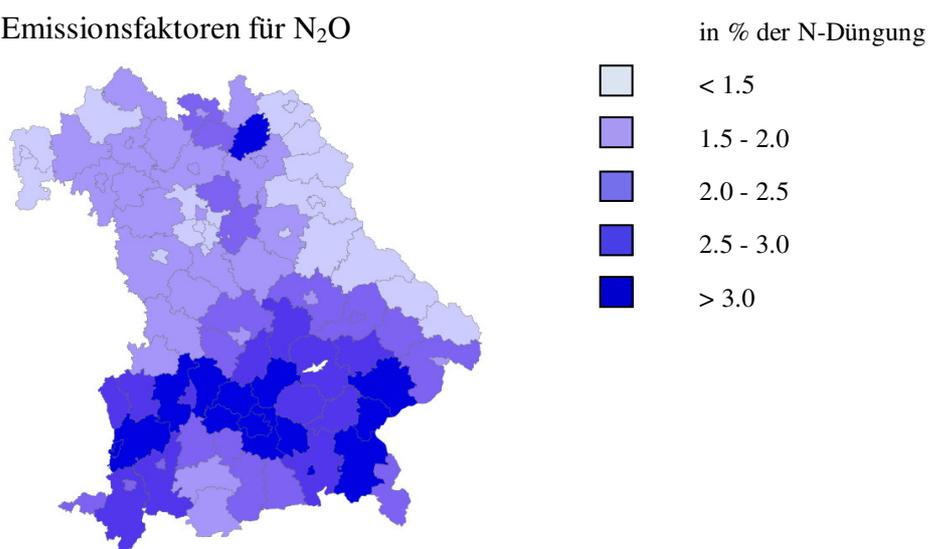


Abbildung 6: Darstellung der Treibhausgasbilanzen für Wintergerste in Abhängigkeit von den Treibhausgasemissionen aus der Mineraldüngung und den Emissionsfaktoren für Lachgas auf Landkreisebene in Bayern.

Die Bedeutung des Mineraldüngereinsatzes variiert aus zwei verschiedenen Gründen: 1) Zum einen berechnet sich die in Form von Mineraldüngern ausgebrachte Stickstoffmenge aus dem Düngebedarf für einen landkreistypischen Ertrag von Wintergerste - insbesondere - abzüglich der am Betrieb anfallenden Wirtschaftsdünger berechnet (5.1.7.1). Somit ist die Treibhausgasbilanz von Wintergerste in unserem Beispiel stets stark vom Tierbesatz abhängig. 2) Zum anderen ist die Bedeutung der Mineraldüngung stark abhängig von den Emissionsfaktoren für die direkten Lachgasemissionen, die mit den klimatischen Faktoren und Bodenbedingungen variieren. Durch die starke Bedeutung der Stickstoffdüngung - unabhängig von der Düngerform - für die Treibhausgasbilanz jedes pflanzenbaulichen Produktionssystems, ist deren Einfluss auch in der Gesamtbilanz deutlich erkennbar (Abbildung 6).

Die mittleren flächenbezogenen THG-Emissionen aus dem Anbau von Wintergerste variieren für die einzelnen Landkreise von 1700 bis 6900 kg CO₂e ha⁻¹. Eine regional differenzierte THG-Bilanzierung ist hier also von großer Bedeutung für das Ergebnis.

6 Diskussion

Jede Datenbank ist nur so gut wie die Daten, die sie enthält. Die im Rahmen dieses Projektes entstandene Datenbank wurde nach bestem Wissen erstellt, benötigt aber eine steti-ge Überprüfung, Aktualisierung und Erweiterung.

6.1 Datenqualität

Um in einem ersten Schritt das Potenzial der Datenbank abzuschätzen, wurde die Daten-bank zunächst mit Daten des Jahres 2009 aufgebaut. Die hieraus berechneten Treibhaus-gasbilanzen sind somit auch nur für dieses Jahr zutreffend. Für die Berechnung durch-schnittlicher CO₂e-Rucksäcke pflanzenbaulicher Produkte ist eine Erweiterung der Daten-basis auf mehrere Jahre nötig. Dies ist auch notwendig, um eine korrekte Humusbilanzie-rung zu erstellen sowie die betriebsspezifische Auswirkung einer Landnutzungsänderung ermitteln zu können.

Der Aufbau der Daten und Tabellen zur Erfassung der Düngermenge weist noch Verbes-erungspotenzial auf. So sollten die vom Institut für Ökologischen Landbau, Agrarökolo-gie und Bodenschutz erstellten Berechnungen der einzelnen Düngerfraktionen und -anteile in der Datenbank selber durchgeführt werden. Unter anderem sollte die Aufteilung der Wirtschaftsdünger verstärkt aus pflanzenbaulichen Gesichtspunkten erfolgen und die Ag-rarumweltmaßnahmen berücksichtigen.

In den meisten Arbeiten wird der Pflanzenschutz in Treibhausgasbilanzen pflanzenbauli-cher Produkte entweder nur sehr allgemein bilanziert oder sogar vernachlässigt, da diesem nur eine geringe Bedeutung zugewiesen wird (vgl. Abbildung 4). Die Datenbank in die-sem Projekt enthält den Pflanzenschutz in detaillierter Ausführung. Dies liegt darin be-gründet, dass die Datenbank von ihrer Konzeption her stets in alle „Richtungen“ erweiter-bar sein sollte. Um stets die Ausweitung der Bilanzierung hin zu einer vollständigen Öko-bilanz zu ermöglichen, müssen die Pflanzenschutzmittel detailliert erfasst werden, damit die Ökotoxizität eines Produktsystems berechnet werden kann. Grundsätzlich sind die enthaltenen Daten zum Pflanzenschutz baldmöglichst zu aktualisieren. Insbesondere der NEPTUN-Bericht zum Ackerbau (Roßberg et al., 2002) ist bereits so alt, dass einige der enthaltenen Wirkstoffe keine Zulassung mehr aufweisen.

Die Datenbank enthält darüber hinaus Tabellen, welche zahlreiche Informationen zu den Böden auf Feldstückebene enthalten. In der aktuellen Kalkulation finden nur die Schwere des Bodens sowie in geringem Maße die Textur Eingang über deren Einfluss auf den Die-selverbrauch bei diversen Arbeiten bzw. bei der Bodenbearbeitung. Diese Datengrundlage wurde gelegt, um den Einsatz eines komplexeren Nährstoffflussmodells (z.B. DNDC) zu ermöglichen. Allerdings erfordert deren Einsatz eine vorangehende Validierung, welche aus Zeitgründen nicht durchgeführt werden konnte.

6.2 Methodik der Berechnung

Die Berechnung der Emissionen orientiert sich am Emissionsinventar der Landwirtschaft (vTI, 2011). Allerdings enthält die vorliegende Arbeit darüber hinaus noch die Emissionen aus der Bereitstellung von Vorleistungen sowie die CO₂-Emissionen aus der Düngung.

Im Inventarbericht des Johann Heinrich von Thünen-Instituts wird zur Ermittlung der Lachgasemissionen das Tier I-Verfahren des IPCC verwendet. Der Emissionsfaktor des IPCC von 1% des zugeführten Stickstoffs trifft im Mittel über ganz Deutschland zu. Für Bayern liegt dieser Wert allerdings höher. Um ein realitätsnahes Bild der Treibhausgasemissionen aus der pflanzenbaulichen Produktion in Bayern zu bekommen und eine betriebsspezifische Beratung zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen als langfristiges Ziel garantieren zu können, wird in dieser Arbeit deshalb auf die regional differenzierten Emissionsfaktoren nach Dechow und Freibauer (2011) zurückgegriffen.

Die Nitratauswaschungen werden in dieser Arbeit hingegen mit einem Tier 1-Verfahren ermittelt. Diese Methode sollte überarbeitet werden, so dass diese Verluste standortspezifisch genauer erfasst werden.

Ebenfalls ein Verbesserungspotenzial weist die Kalkulation der NH₃- und NO_x-Verluste aus Mineraldüngern auf. Die nach unterschiedlichen Mineraldüngern differenzierte Berechnung dieser Verluste wurde in dieser Arbeit übersehen und muss noch ergänzt werden.

6.3 Treibhausgasbilanz von Wintergerste

Die mit Hilfe der im Rahmen dieses Projektes aufgebauten Datenbank ermittelte flächenbezogene Treibhausgasbilanz von konventionell produzierter Wintergerste beträgt im Durchschnitt über ganz Bayern für das Jahr 2009 0,571 kg CO₂e kg⁻¹ Körner. Dieser ist höher als der für Deutschland angegebene Literaturwert von 0,487 kg CO₂e kg⁻¹ Körner (ecoinvent V2.2; vgl. 2.2).

Es ist davon auszugehen, dass die Bilanz noch höher ausfallen würde, wenn die Humusbilanz über die gesamte Fruchtfolge ermittelt und anschließend auf die Früchte aufgeteilt würde. Der höhere Wert erklärt sich in erster Linie dadurch, dass in dieser Arbeit regionale Emissionsfaktoren für die Berechnung der direkten Lachgasemissionen verwendet werden. Diese variieren in Bayern von 1% bis über 4% N₂O-N Emissionen aus dem zugeführten Stickstoff. Sämtliche Literaturarbeiten verwenden zur Bilanzierung dieser Emissionen den Tier I-Ansatz nach dem IPCC (2001), welcher diesen Wert weltweit mit 1% ansetzt.

Die vorliegende Arbeit liefert die Grundlage für die Entwicklung standortspezifischer Strategien für die effiziente Verminderung der Treibhausgasemissionen aus der pflanzenbaulichen Produktion. Die Variation der Treibhausgasbilanzen auf Landkreisebene am Beispiel von Wintergerste (Abbildung 5) verdeutlicht die Notwendigkeit, hierfür zumindest eine regionale Betrachtungsweise zu verwenden. Für eine zielführende Beratung im Einzelfall sollte die Bilanzierung auf Betriebsebene erfolgen.

7 Schlussfolgerungen

Die im Rahmen dieses Projektes aufgebaute Datenbank ermöglicht nicht nur die Berechnung der Treibhausgasbilanz der meisten pflanzenbaulichen Produkte auf der Ebene eines Feldstückes sondern auch deren geographische Darstellung. Die Datenbank enthält derzeit nur die Werte für das Jahr 2009, ist aber für eine Erweiterung um weitere Jahre ausgelegt.

Die Arbeitsgruppe Technikfolgenabschätzung des Instituts für Landtechnik und Tierhaltung verfolgt den Ansatz einer betriebsspezifischen Bilanzierung. Um eine erfolgreiche Beratung hinsichtlich einer effizienten Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus dem landwirtschaftlichen Betrieb zu garantieren, müssen emissionsrelevante Bedingungen betriebsspezifisch erfasst und daraus ebenfalls betriebsspezifische Strategien geschlussfolgert werden. Hierfür ist es unbedingt notwendig, regionale Emissionsfaktoren für Lachgas zu verwenden, die Humusbilanz über die gesamte Fruchtfolge zu berechnen und die Landnutzungsänderung betriebsspezifisch zu erfassen.

8 Weiterführende Arbeiten

Die Datenbank benötigt insbesondere eine Vergrößerung auf die Jahre nach 2009 sowie auf einen zurückliegenden Zeitraum von mindestens zehn Jahren, um die flächenbezogene Erfassung der Landnutzungsänderung sowie eine fruchtfolgebezogene Humusbilanz zu ermöglichen.

Um die (erweiterte) Datenbank innerhalb der LfL verfügbar zu machen, soll diese in das Berichts- und Auswertesystem disy Cadenza integriert werden, das derzeit von der Abteilung für Information und Wissensmanagement an der LfL eingeführt wird. Innerhalb der Arbeitsgruppe Technikfolgenabschätzung am Institut für Landtechnik und Tierhaltung wird die Datenbank innerhalb der vom StMELF geförderten laufenden Forschungsvorhaben „Klassifizierung der Treibhausgas- und Energiebilanz landwirtschaftlicher Biogasanlagen“ (N/11/33) und „ExpResBio“ (EW/12/11) Anwendung finden.

Im Gegensatz zu bislang bestehenden betrieblichen Bilanzierungsprogrammen (z.B. REPRO), welche die Erfassung sämtlicher Feldstücke einschließlich der angebauten Feldfrüchte in einem arbeitsaufwändigen Verfahren erfordern, werden diese Daten in der erzeugten Datenbank bereits vorgehalten.

Die Autoren sehen für eine mögliche Weiterentwicklung der Datenbank im Rahmen von Folgeprojekten die folgenden Schritte als nächstliegend an:

- Ausdehnung auf die Systeme der Tierproduktion sowie
- Entwicklung einer Anwendung für Berater, mit welcher betriebsspezifische Strategien zur effizienten Verminderung der Treibhausgasemissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion identifiziert werden können.

Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns bei Dr. Mona Maze (Technische Universität München, Institut für Pflanzenernährung) bedanken, die wesentlichen Anteil an der Erstellung der komplexen Datenbankstruktur hatte.

Großer Dank gebührt auch Anja Fischer (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ökologischen Landbau, Agrarökologie und Bodenschutz), Dr. Michael Eisele (Landesamt für Umwelt), Dr. René Dechow (Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung), Martina Halama (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur) und Dr. Harald Meier (Deutscher Wetterdienst) für die Bereitstellung qualitativ hochwertiger Daten.

Im Besonderen möchten wir uns bei Melanie Treisch (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ökologischen Landbau, Agrarökologie und Bodenschutz) für die vielen Hilfestellungen bedanken, die sie uns in ArcMap gegeben hat sowie bei Harald Schmid (Technische Universität München, Institut für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme) für die hervorragende fachliche Unterstützung.

Veröffentlichungen

Workshops

Treibhausgasbilanzierung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren. Workshop am 04./05. Oktober 2011 an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Lange Point 12, Freising-Weihenstephan.

Möglichkeiten und Grenzen der Minderung von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft. Workshop am 29. August 2012, vTI-Forum, Braunschweig.

Publikation

Han Y., Schraml M., Fuß S., Effenberger M., Heißenhuber A. und G. Wendl (2012) Potenzial einer Treibhausgasbilanz am Beispiel Hopfen. VDLUFA-Schriftenreihe 68, ISBN 978-3-941273-13-9, S. 525-528.

Literaturverzeichnis

ADEME und AFNOR (2009) BP X 30-323 - Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation. Référentiel de bonne pratique, 25 S.

AG Boden (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover, 392 S.

Asmus F. & V. Herrmann (1977) Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft 15, Heft 11, 56 S.

Bernhardt H. & V. Heizinger (2012) Agrarlogistik. In: Vorlesung zur Agrarsystemtechnik im Pflanzenbau. Lehrstuhl für Agrarsystemtechnik, Technische Universität München.

Blume H.P., Brümmer G.W., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K. & B.M. Wilke (2010) Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 16. Auflage, 569 S.

Bokisch F.J., Röver M., Murphy D.P.L., Heinemeyer O., Ahlgrimm H.J., Böhme H., Bramm A., Dämmgen U., Flachowsky G., Heinemeyer O., Höppner F., Rogasik J. & S. Sohler (2000) Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 211, 206 S.

Builtjes P., Hendriks E., Koenen M., Schaap M., Banzhaf S., Kerschbaumer A., Gauger T., Nagel H.D., Scheuschner T. & A. Schlutow (2011) Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland – Zusammenfassender Abschlussbericht. Forschungskennzahl 3707 64 200, UBA-FB 001490, Umweltbundesamt, 95 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt und Öko-Institut (2009) Memorandum Carbon Footprint - Position zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung.

Bundesregierung (2011) Klimapolitik der Bundesregierung. <http://www.bundesregierung.de/Webs/Breg/un-klimakonferenz/DE/KlimapolitikDerBundesregierung/klimapolitik-der-bundesregierung.html>. [Zitat vom: 16. 02 2011.]

Burger E., Meixner O. & S. Pöchtrager (2010) Carbon Footprint bei Lebensmitteln - Inhaltsanalytische Ermittlung relevanter Berechnungskriterien. Schriftenreihe des Instituts für Marketing & Innovation, Wien, Institut für Marketing & Innovation, Universität für Bodenkultur Wien, 149 S.

Capriel (2010) Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 05/2010, 46 S.

Crutzen P.J. (1970) The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. Quart. J. R. Met. Soc. 96, 320-325.

Davis J. & C. Haglund (1999) Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. 654. Master Thesis, Chalmers University of Technology.

- Dechow R. & A. Freibauer (2011) Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 91, 235-254.
- DEFRA und BSI (2008) PAS 2050:2008 - Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. <http://shop.bsigroup.com/en/Browse-by-Sector/Energy--Utilities/PAS-2050/>, 36 S.
- Deutscher Bundestag (2007) Gesetz zur Schätzung des landwirtschaftlichen Kulturbodens (Bodenschätzungsgesetz - BodSchätzG). *Bundesgesetzblatt I*, 69, p. 3150-3176.
- DIN EN ISO 14044 (2006) Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN, 84 S.
- Düngeverordnung (2006) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). Ausfertigungsdatum: 10.01.2006, neugefasst: 27.02.2007, zuletzt geändert: 24.02.2012, 24 S.
- Ecoinvent (2011) Datenbank Version 2.2.
- Eisele M., Simon-O'Malley S. & M. Wendland (2012) Modellierung diffuser Nährstoffeinträge und Stoffströme. *Wasser und Abfall* 04, 37-43.
- FAL (2000)
- Fuß S., Schätzl J. & J. Portner (2007) Datensammlung - Betriebsplanung Hopfenbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising-Weihenstephan, 64 S.
- Grünberg J., Nieberg H. & T.G. Schmidt (2010) Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion. *Landbauforschung*, Bd. 60, No. 2, S. 53-72.
- Haenel H.-D., Rösemann C., Dämmgen U., Döhler H., Eurich-Menden B., Laubach P., Müller-Lindenlauf M. & B. Osterburg (2010) Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Sonderheft 334, 428 S.
- Haenel H.-D., Rösemann C., Dämmgen U., Poddey E., Freibauer A., Döhler H., Eurich-Menden B., Wulf S., Dieterle M. & B. Osterburg (2012) Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2010. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Sonderheft 356, 394 S.
- Harrach T. (1978) Bodenphysik – Vorlesungsunterlagen. Institut für Bodenkunde, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Hirschfeld J., Weiß J., Preidl M. & T. Korbun (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. ISBN 978-3-932092-89-3, Schriftenreihe des IÖW 186/08, Berlin, 188 S.
- IPCC (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook II - The Workbook. Chapter 9: Agriculture.
- IPCC (2000a) Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4: Agriculture.
- IPCC (2000b) Land use, land-use change, and forestry. Cambridge University Press, Cambridge, UK, ISBN 0 521 80495 7, 375 S.

IPCC (2006) Chapter 3: Mobile Combustion. In: National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & K. Tanabe. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 78 S.

IPCC (2007) Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2007. Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and Radiative Forcing. Table 2.14, 212 S.

Japanese Ministry for Economy, Trade & Industry (2009) Japanese Technical Specification : TS Q 0010 - General principles for the assessment and labeling of Carbon Footprint of Products. <http://www.cfp-japan.jp/english/specifications/rules.html>, 16 S.

Klöpffer W. & B. Grahl (2009) Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. ISBN 978-3-527-32043-1, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 400 S.

Kolbe H. (2008) Einfache Verfahren zur Berechnung der Humusbilanz für konventionelle und ökologische Anbaubedingungen. <http://orgprints.org/13626/>, zuletzt abgefragt am 18.10.2012.

Kongshaug G. (1998) Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production. IFA Technical Conference, Marrakech.

Kramer K.J., Moll H.C. & S. Nonhebel (1999) Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. Agriculture, Ecosystems and Environment 72, 9-16.

KTBL (2009) Faustzahlen für die Landwirtschaft. KTBL, Darmstadt, ISBN 978-3-939371-91-5, 14. Auflage, 1180 S.

KTBL (2010) Betriebsplanung Landwirtschaft 2010/11 – Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. KTBL, Darmstadt, ISBN 978-3-941583-38-2, 784 S.

KTBL (2012) Dieselmotortreibstoffbedarf bei landwirtschaftlichen Arbeiten. Online-Anwendung, <http://daten.ktbl.de/dieselbedarf/home.html>.

Kuesters J. & T. Jenssen (1998) Selecting the right fertilizer from an environmental life cycle perspective. IFA Technical Conference, Marrakech.

Leithold G., Hülsbergen K.-J., Michel D. & H. Schönmeier (1996) Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Diepenbrock W., Kaltschmitt M., Nieberg H. & G. Reinhardt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz 5, 43-54.

LfL (2010) Bayerische Biogasbetreiber-Datenbank (BBD). München, http://www.lfl.bayern.de/ilb/technik/35144/linkurl_0_43.pdf (10.12.2012).

LfL (2011a) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Gelbes Heft. 9. unveränderte Auflage, Freising-Weihenstephan, 99 S.

LfL (2011b) Basisdaten – für die Ermittlung des Düngebedarfs; - für die Umsetzung der Düngeverordnung; - zur Berechnung des KULAP-Nährstoff-Saldos. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 22 S.

LfL (2012) LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten – Konventionelle und ökologische Verfahren. <http://www.lfl.bayern.de/ilb/db/14249/index.php> (14.08.2012).

- Maier H. (2012) Klimaprognose 2050. 6. Kulturlandschaftstag der LfL „Klimaänderung und Landwirtschaft – Bestandesaufnahme und Handlungsstrategien für Bayern“, http://www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/27617/linkurl_0_22_0_0.pdf (11.12.2012)
- Nielsen P.H., Nielsen A.M., Weidema B.P., Dalgaard R. & N. Halberg (2003) LCA food data base. www.lcafood.dk (13.12.2012).
- NOAA (2012) Global Warming – FAQ. NOAA National Climate Data Center, <http://www.ncdc.noaa.gov/cmb-faq/globalwarming.html> (22.11.2012).
- Obersteiner G. & S. Salhofer (2009) Softwareüberblick. Vorlesung: "EDV-gestützte Planung und Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen", Universität für Bodenkultur Wien, 03. 12 2009.
- Patyk A. & G.A. Reinhardt (1997) Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden, ISBN 3-528-06885-X, 223 S.
- Renger M., Bohne K., Facklam M, Harrach T, Riek W, Schäfer W, Wessolek G & S Zacharias (2008) Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. Berlin, 51 S.
- Roßberg D., Gutsche V., Enzian S. & M. Wick (2002) Neptun 2000 – Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft, 98, 80 S.
- Roßberg D., Vasel E.-H. & E. Ladewig (2010) NEPTUN 2009 - Zuckerrübe. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut, Heft 152, 45 S.
- Roßberg D. (16.01.2012) Persönliche Mitteilung zur weiteren Verwertung der Daten aus Roßberg et al. (2002).
- Schmidt T. & B. Osterburg (2009) Aufbau des Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Projekt II: Ergänzungen und Anwendung der Ergebnisse aus Projekt I. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 116 S.
- Schön H., Auernhammer H., Bauer R., Boxberger J., Demmel M., Estler M, Gronauer A., Haidn B., Meyer J., Pirkelmann H., Strehler A. & B. Widmann (1998) Landtechnik Bauwesen. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München, 576 S.
- Statistisches Bundesamt (2011) Landwirtschaftszählung 2010. Wiesbaden, <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaft/Landwirtschaftszaehlung2010/Ergebnisse.html> (05.12.2012).
- Strobl M. (2012) Biogas in Bayern – Zahlen zum 31.12.2011. Detailerfassung zu den Themenbereichen Substrateinsatz, Behälterausstattung, Biogasspeicherkapazität, Blockheizkraftwerke sowie Wärmenutzung. München, 18 S.
- United Nations (1998) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. 20 S.
- Umweltbundesamt (2010) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010 - Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2008.
- Umweltbundesamt (2011) UN ECE-Luftreinhaltekonvention - Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammo-

niakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. ISSN 1862-4804, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 37 S.

Umweltbundesamt (2012a) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012 - Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2010. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 841 S.

Umweltbundesamt (2012b) Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2010 und erste Schätzungen 2011. Dessau-Roßlau, 5 S.

Umweltbundesamt & Öko-Institut e.V. (2012) Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas). <http://www.probas.umweltbundesamt.de> (13.12.2012).

VDLUFA (2004) Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA, Selbstverlag, 12 S.

Vorderbrügge T., Miller R., Peter M. & S. Sauer (2005) Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung am Beispiel der Feldkapazität. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 107 (2), p. 531 – 532.

Williams A.G., Ausdley E. & D.L. Sandars (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. DefraResearch Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. 97 S.

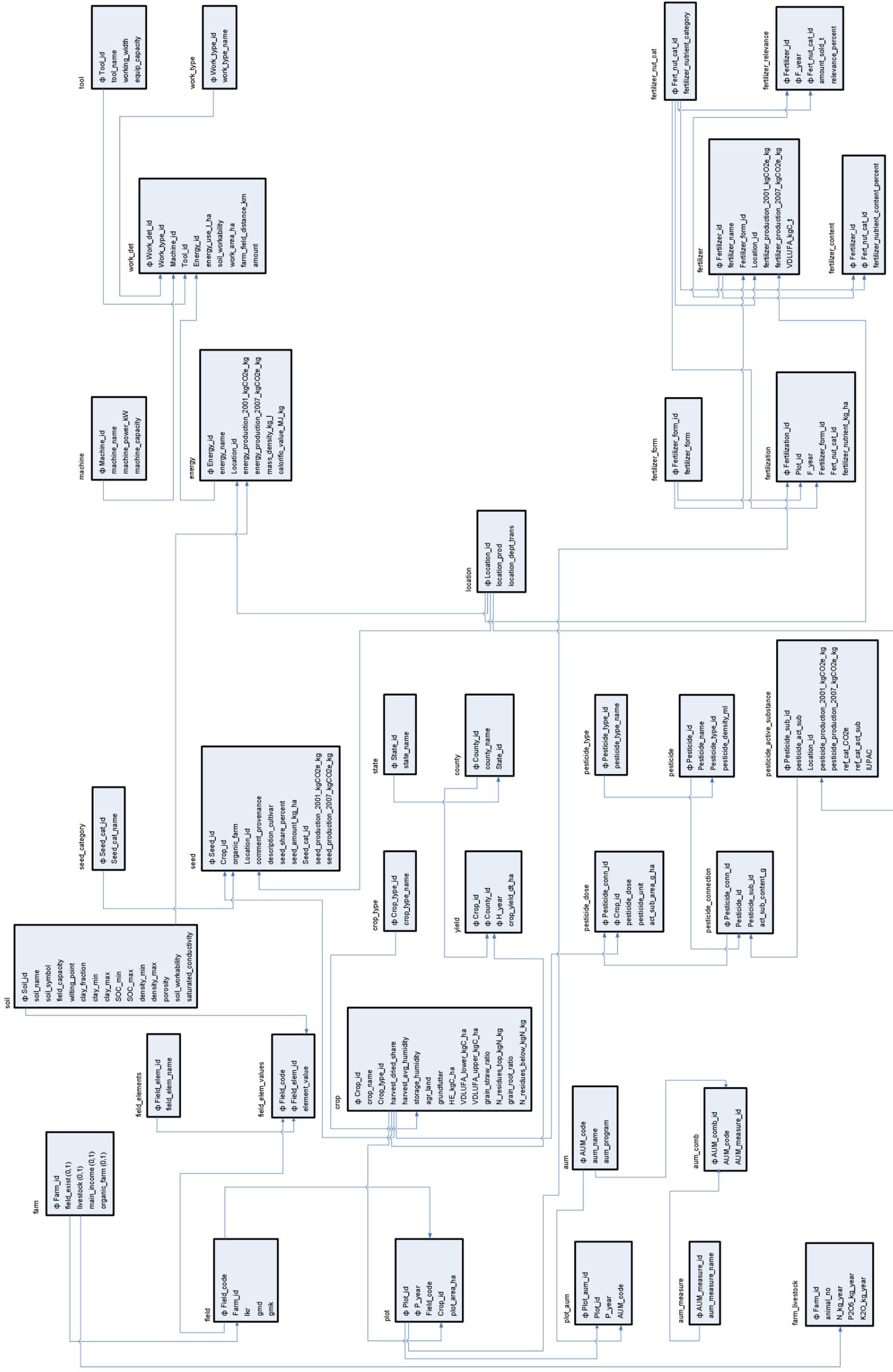
World Resources Institute & World Business Council of Sustainable Development (2010) The Greenhouse Gas Protocol - A Corporate Accounting and Reporting Standard. USA, 114 S.

Wührl K. (2010) ISO 14067: Progress and Issues. 4th PCF World Summit, Berlin, 20. 10 2010.

Anhang

Anhang 1:	Schema der Datenbank.	63
Anhang 2:	Auflistung der Fruchtarten, deren Saatgutproduktion nicht hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen bilanziert wurde und für welche die Bilanzierung ähnlicher Früchte - die solch eine Bilanzierung aufweisen - übernommen wird.....	65
Anhang 3:	Ermittlung der benötigten Saatgutmenge.	66
Anhang 4:	Verfahren zur Übertragung der Corg-Gehalte aus der Klasseneinteilung in Capriel (2010) in die Bodenarten-Hauptgruppen der Bodenschätzung.	66
Anhang 5:	Häufigkeit der Behandlungen mit Pflanzenschutzmitteln in den unterschiedlichen Fruchtarten (Neptun, 2000).	67
Anhang 6:	Angenommenes Standardverfahren für die Bearbeitung, Pflege und Ernte konventionell erzeugter Wintergerste.	68
Anhang 7:	Trocknungsanteile der geernteten Früchte und deren durchschnittliche Wassergehalte zur Ernte (LfL, 2012).	69
Anhang 8:	Beispiel zur Berechnung der Treibhausgasemissionen aus der Trocknung von Erntegütern.	70
Anhang 9:	Einflussbereiche der Agrarumweltmaßnahmen auf die Treibhausgasemissionen.	71

Anhang 1: Schema der Datenbank.



Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Anhang 2: Auflistung der Fruchtarten, deren Saatgutproduktion nicht hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen bilanziert wurde und für welche die Bilanzierung ähnlicher Früchte - die solch eine Bilanzierung aufweisen - übernommen wird.

Fruchtart mit THG-Bilanzierung für das Saat-/Pflanzgut	Fruchtart, für welche dieser Wert übernommen wird	Fruchtart mit THG-Bilanzierung für das Saat-/Pflanzgut	Fruchtart, für welche dieser Wert übernommen wird
Weizen	Triticale	Roggen	Hafer
	Weizen als Ganzpflanzensilage		Dinkel
Erbse	Ackerbohne		Durum
	Sojabohne		Emmer und Einkorn
	Lupine		Sonstige Getreidearten zur Körnergewinnung
	Sonstige Hülsenfrüchte		Sonstige Getreidearten als Ganzpflanzensilage
	Wicken		Wintermenggetreide mit/ohne Weizen
	Linsen	Sommerweizen	Sommermenggetreide mit/ohne Weizen
Zuckerrübe	Kichererbsen	Raps	Sonnenblumen
	Runkel- und Futterrübe		Öllein
	Kohl- und Steckrübe		Sonstige Ölfrüchte
	Sonstige Futterhackfrüchte	Silomais	Mais mit Bejagungsschneise
	Topinambur	Klee	Luzerne

Anhang

Anhang 3: Ermittlung der benötigten Saatgutmenge.

Fruchtart	TKG (g)	Saatmenge (Einheit ha ⁻¹)	Größe einer Einheit (Kö. Einheit ⁻¹)	Saatmenge (kg ha ⁻¹)		
				Ø	min.	max.
Winterraps	4 - 5	0,33	1,5 Mio.	2,2	2	2,5
Hybridroggen	30 - 40	2,5	1 Mio.	87,5	75	100
Körnermais	200 - 450	1,8	50.000	29,3	18	40,5
Silomais	200 - 300	2	50.000	25	20	30
Zuckerrübe	10	1,11	100.000	1	0,9	1,1
Sonnenblumen	50 - 70	1,04	75.000	4,7	3,9	5,5

Anhang 4: Verfahren zur Übertragung der C_{org}-Gehalte aus der Klasseneinteilung in Capriel (2010) in die Bodenarten-Hauptgruppen der Bodenschätzung.

Bodenartengruppe Capriel (2010)		Hauptgruppen der Bodenarten Bodenschätzung		Umrechnung der C _{org} -Gehalte von den Bodenartengruppen zur Einteilung der Bodenschätzung
Sand	Ss	Sand	S	= (Ss + 2 * SI2) / 3
schwach lehmiger Sand	SI2	anlehmiger Sand	SI	= (SI2 + SI4) / 2
stark lehmiger Sand	SI4	lehmiger Sand	IS	= (SI2 + 2 * SI4) / 3
sandiger Lehm	Ls2, Ls3, Ls4	stark lehmiger Sand	SL	= SI4
schluffiger Lehm	Lu	sandiger Lehm	sL	= ((Ls2 + Ls3 + Ls4)/3 + Lu) / 2
schwach toniger Lehm	Lt2	Lehm	IS	= (Lu + 2 * Lt2) / 3
toniger Lehm	Lt3	schwerer Lehm	LT	= Lt3
lehmiger Ton	Tl	Ton	T	= (Lt3 + Tl) / 2

Anhang 5: Häufigkeit der Behandlungen mit Pflanzenschutzmitteln in den unterschiedlichen Fruchtarten (Neptun, 2000).

Fruchtart	Behandlungshäufigkeit (alle Maßnahmen)
Hafer	1,43
Kartoffeln	6,93
Mais	1,16
Raps	3,23
Sommergerste	1,85
Triticale	2,33
Wintergerste	2,49
Winterroggen	2,62
Winterweizen	3,17
Zuckerrübe	3,44

Anhang

Anhang 6: Angenommenes Standardverfahren für die Bearbeitung, Pflege und Ernte konventionell erzeugter Wintergerste.

Arbeitsgang		Angenommene Gerätekombination	Anzahl
Grundbodenbearbeitung	wendend	Pflügen mit Drehpflug; 1,4 m; 67 kW	
	wendend	Eggen mit Saatbettkombination; 3,6 m; 67 kW	
Saatbettbereitung	nicht-wendend	Eggen mit Saatbettkombination; 3,6 m; 67 kW	
	wendend	Säen von Getreide, Ackerbohne und Erbse mit Sämaschine; 3 m; 45 kW	
Saat	nicht-wendend	Säen von Getreide, Ackerbohne und Erbse mit Kreiselegge und Sämaschine; 3 m; 67 kW	
		Anbaupflanzenschutzspritze; 15 m; 1000 l; 45kW	2,49
Pflanzenschutz		Düngerförderschnecke; 5,5 kW; 25 t h ⁻¹	
		Anbauschleuderstreuer; 0,8 m ³ ; 15 m; 45 kW	
Organische Düngung		Pumptankwagen; 5 m ³ ; 45 kW	0,64
		Pumptankwagen (5 m ³) mit Schleppschlauchverteiler; 7,5 m; 45 kW	0,16
		Stalldungstreuer; 7 t; 45 kW	0,2
		Dungzange; 1,1 m ³ ; 45 kW	
Ernte		Mähdrescher mit Standwagen am Feldrand; 5700 l; 125 kW; Schneidwerk 4,5 m	
		Dreiseitenkippanhänger; 14 t; 67 kW	
Stoppelbearbeitung		Schwergrubber; 2,5 m; 67 kW	2
Kalkung		Mineraldüngerschaufel; 0,55m ³ ; 45 kW	1/3
		Anhängeschleuderstreuer; 4 m ³ ; 67 kW	

Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren

Anhang 7: Trocknungsanteile der geernteten Früchte und deren durchschnittliche Wassergehalte zur Ernte (LfL, 2012).

Fruchtart	Zu reinigender Anteil (%)	Zu trocknender Anteil (%)	H ₂ O-Gehalt des zu trocknenden Anteils (%)	Lagerverluste (%)
Winterweizen		30	17	1,4
Dinkel		30	17	1,4
Sommerweizen		30	17	1,4
Hartweizen (Durum)		30	17	1,4
Wintergerste	35	30	17	1,4
Sommergerste		30	17	1,4
Triticale		30	17	1,4
Roggen	60	40	17	1,4
Hafer		30	17	1,4
Körnermais		100	30	18,6
Winterraps	50	40	11	4,4
Sommerraps sowie Winter- und Sommerrüben	50	40	11	4,4
Erbsen		40	16	1,4
Ackerbohnen		40	16	1,4
Sojabohnen als Hauptfrucht		50	18	1,4
Sonnenblumen		100	30	18,6
Stißlupinen		50	17	1,4

Anhang 8: Beispiel zur Berechnung der Treibhausgasemissionen aus der Trocknung von Erntegütern.

Wirtschaftsjahr:	2008/2009
Fruchtart:	Winterweizen (WW)
Landkreis:	Freising (178)
gesamte WW-Fläche:	11.084,72 ha
Durchschnittsernte:	55,81 dt ha ⁻¹ (14% Feuchte)
getrockneter Anteil der Ernte:	30%
Feuchte des zu trocknenden Getreides:	17%

1. Ermittlung der zu trocknenden Getreidemenge im Landkreis Freising:

$$5581 \frac{kg}{ha} * 11085 ha * 0,3 = 18559616 kg$$

2. Ermittlung der zu evaporierenden Wassermenge:

$$18559616 kg * \frac{(100-14)}{(100-17)} - 18559616 kg = 670830 kg$$

Benötigte Wärmemenge: 6000 kJ (kg Wasser)⁻¹

Brennwert von Heizöl: 45,4 MJ kg⁻¹

3. Ermittlung der benötigten Menge an Heizöl:

$$670830 kg * \frac{6 MJ}{45,4 MJ} = 88656 kg$$

Gewinnung von Heizöl: 0,50924 kg CO₂e (kg Heizöl)⁻¹

Verbrauch von Heizöl: 0,087 kg CO₂e MJ⁻¹

Energie von Heizöl: 6 MJ (kg Heizöl)⁻¹

4. Ermittlung der durch den Einsatz von Heizöl in der WW-Trocknung bedingten CO₂e-Emissionen:

$$\left(88656 kg * 0,50924 \frac{kg CO_2e}{kg}\right) + \left(88656 kg * 45,4 \frac{MJ}{kg} * 0,087 \frac{kg CO_2e}{MJ}\right) = 395321 kg CO_2e$$

Dies entspricht einer Menge von 2,1 kg CO₂e pro dt zu trocknendem Weizen und von 640 g CO₂e pro kg Weizen bezogen auf die gesamte Weizenernte.

Anhang 9: Einflussbereiche der Agrarumweltmaßnahmen auf die Treibhausgasemissionen.

Code	betrifft:	kein chemischer Pflanzenschutz	keine mineralische Düngung	keine organische Düngung	Saatgut-zukauf	Arbeitsgang Aussaat	Einfluss auf Humusbilanz	reduzierte Bodenbearbeitung	Landnutzungs-änderung	verlustmindernde Gülletechnik	Ertrags-reduzierung	reduzierte Erntearbeit
A21	GL**	✓										
A22; A23	GL	✓	✓									
A24; A27	GL	✓	✓	✓								
A32	AL*				✓	✓	✓					
A33	AL				✓	✓	✓	✓				
A34	AL				✓	✓			✓			
A35	AL	✓	✓	✓								
A36	AL				✓	✓			✓			
A41; A42; A43; A44	GL	✓										
A62; A63	beides									✓		
G11	AL										✓	
Z10; Z11	AL	✓	✓	✓								
Z12	AL	✓	✓									
G12; G13	AL								✓			
Z20; Z21; G26	GL	✓	✓	✓								
Z22	GL	✓	✓									
G20	AL				✓	✓			✓			
G21; G22; G23; G24; G25	GL										✓	✓
G30	AL				✓	✓			✓			

* AL: Ackerland

** GL: Grünland