



Effekte von Leistungsniveau und Grundfutterqualität auf die Treibhausgas- und Nährstoffbilanz grünlandbasierter Bio-Milcherzeugung

Masterarbeit am Institut für Nutztierwissenschaften

Vorgelegt von

Stöbich Christian

Betreuer:

Ao.Univ.Prof. Dr. Zollitsch Werner

Dr. Hörtenhuber Stefan

Wien, Juli 2014

Danksagung

Besonderen Dank möchte ich meinen beiden Betreuern, Ao.Univ.Prof. Dr. Zollitsch Werner und Dr. Hörtenhuber Stefan, aussprechen. Danke für die Betreuung meiner Arbeit, die immer wieder richtungsweisenden Gespräche und Diskussionen sowie für eurer freundliches Entgegenkommen.

Bedanken möchte ich mich auch bei allen Expertinnen und Experten, die mit ihren Daten und Einschätzungen ihren Teil zu dieser Arbeit beigetragen haben. Stellvertretend möchte ich hier Herrn Dr. Christian Fürst von der ZuchtData EDV-Dienstleistungen GmbH nennen. Danke auch an Prof. Dr. John Hermansen (Aarhus University, Dänemark), der die Möglichkeit zur Verwendung des Arla-Programms (Arla_Model_20120705_Farm calculator) für diese Masterarbeit vermittelt.

Ein Dank gilt auch dem Bundesministerium für Land-, und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für die Nutzungsfreigabe der INVEKOS-Daten für diese Arbeit.

Ganz besonderer Dank gilt meinen Freunden und Studienkollegen, mit denen ich eine wunderbare Zeit in Wien hatte, für zahlreiche frohe Abende, für anregende und unbeschwerte Stunden und für die Unterstützung bei dieser Arbeit.

Danke auch an meine Eltern und Geschwister, die immer bestrebt waren, mir das Studium zu ermöglichen.

Mein größter Dank gilt jedoch meiner Freundin Sandra, die mich während meines Studiums immer wieder aufgebaut und ermutigt hat. Danke Sandra, dass du immer für mich da bist.

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit ist es, ausgewählte Kriterien der Umweltwirkung von für die Region Flachgau typischen Bio-Milchproduktionsbetrieben festzustellen. Dabei sollen mittels Modellierung die Effekte von Grundfutterqualität und Leistungsniveau auf die Treibhausgasemissionen sowie die N, P, K-Bilanz untersucht werden.

Das Produktionssystem Milchvieh mit eigener Nachzucht zeigt je nach Modell unterschiedliche THG-Bilanzen. Werden verschiedene Parameter betrachtet (Emissionen pro kg ECM, pro ha Betriebsfläche oder pro Kuh und Jahr), so zeigt sich, dass Flachgauer Bio-Betriebe bei gleichem Leistungsniveau mit hoher Grundfutterqualität niedrigere Emissionen aufweisen, als Betriebe mit niedrigerer Grundfutterqualität. Die wichtigste Ursache dafür ist die Menge an Kraftfutter, die die Betriebe importieren müssen, um das gewünschte Leistungsniveau zu erreichen und ausgeglichene Rationen füttern zu können. Werden die Parameter hinsichtlich der Leistungsklassen ausgewertet, zeigt sich, dass die Emissionen pro kg ECM mit der Höhe der Laktationsleistung sinken. Dem gegenüber zu stellen ist, dass die Emissionen pro ha verbrauchter Gesamtfläche und Jahr, pro ha Ackerfläche und Jahr sowie pro Kuh und Jahr mit der Höhe der Laktationsleistung steigen. Wird der Aspekt der benötigten Ackerfläche pro Tonne produzierter ECM betrachtet, zeigt sich, dass die Betriebe mit hoher Grundfutterqualität einen deutlich niedrigeren Ackerflächenverbrauch aufweisen als Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität. Bei hoher Grundfutterqualität ist im niedrigen Leistungsbereich der Ackerflächenverbrauch pro Tonne ECM am geringsten.

Bezüglich der N, P, K-Bilanz zeigt sich, dass die Betriebe mit niedrigerer Grundfutterqualität vor allem bei steigender Leistung deutlich mehr N in den Betriebskreislauf importieren. Hingegen kommt es bei der Bilanzierung der Nährstoffe Phosphor und Kalium zu keinem nennenswerten Unterschied zwischen den Leistungsklassen und den Grundfutterqualitäten. Dies liegt hauptsächlich am Import von Kraftfutter zur Fütterung bzw. von Stroh zur Einstreu der Liegeflächen.

Abstract

The aim of this study was to determine the environmental impact of organic dairy farms in the Austrian region of Flachgau. Effects of forage quality (low vs. high, i.e. 5.28 vs. 5.95 MJ NEL/kg dry matter, respectively) and performance level (from 5,000 to 8,000 kg of energy-corrected milk, ECM, per lactation) on greenhouse gas emissions as well as farm-gate balances of nitrogen, phosphorus and potassium were analysed using a farm model approach.

Greenhouse gas emissions varied depending both on forage quality and level of milk yield. Regarding the greenhouse gas emissions per kg of ECM, per hectare farm land or per cow and year, lower emissions are achieved with high quality forage compared to low quality forage if performance levels are similar. This is mainly caused by the amount of concentrate feed imported in order to reach the desired level of performance as well as to provide balanced rations. When analysing parameters according to performance level, emissions per kg ECM decreased with increasing lactation milk yield. In contrast, emissions per hectare of totally utilised land area per year, per hectare of arable land per year and per cow per year increased with increasing lactation performance. To produce one ton of ECM, farms with high quality forage require considerably less arable land than farms with low forage quality. Use of arable land per ton ECM is lowest in farms with high quality forage and a lactation performance of 5,000 kg ECM.

Considering balances of nitrogen, phosphorus and potassium, farms with low quality forage import higher amounts of nitrogen into the farm, particularly with increasing milk yield. In contrast, no considerable differences are detected between levels of performance and forage quality in phosphorus and potassium balances. The main sources for phosphorus and potassium imports are concentrate feeds and straw as litter for lying areas, respectively.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Danksagung | II |
| Zusammenfassung | III |
| Abstract | IV |
| Inhaltsverzeichnis | V |
| Tabellenverzeichnis | VII |
| Abbildungsverzeichnis | IX |
| 1 Einleitung..... | 1 |
| 2 Ziele und Forschungsfragen | 5 |
| 3 Literaturübersicht..... | 6 |
| 3.1 Bio-Milchproduktion in Österreich | 6 |
| 3.2 Klimagase..... | 8 |
| 3.2.1 Kohlendioxid..... | 9 |
| 3.2.2 Methan | 10 |
| 3.2.3 Lachgas..... | 11 |
| 3.3 Treibhausgase in Österrech..... | 13 |
| 3.4 Minderungsstrategien | 13 |
| 3.5 Systemgrenzen..... | 15 |
| 3.6 Die Nährstoffbilanz | 16 |
| 3.6.1 Hoftorbilanz | 18 |
| 3.6.2 Hoftorbilanzen in der Literatur..... | 20 |
| 4 Material und Methoden | 23 |
| 4.1 Überprüfung des Arla-Programmes bezüglich Übertragbarkeit auf ein österreichisches Produktionssystem | 24 |
| 4.1.1 Herangehensweise und Hintergrund..... | 24 |
| 4.1.2 Anpassung an die österreichische Situation | 24 |
| 4.1.3 Berechnung von $PS U_{org}$ (nach Hörtenhuber et al., 2010)..... | 28 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 4.1.4 | Übertragbarkeit der Ergebnisse | 34 |
| 4.2 | Rationsberechnung..... | 37 |
| 4.3 | Betriebliche Kennzahlen | 40 |
| 4.4 | Modellbetriebe | 45 |
| 4.5 | THG-Bilanz | 50 |
| 4.6 | Die Hoftorbilanz | 54 |
| 5 | Ergebnisse und Diskussion..... | 57 |
| 5.1 | Treibhausgasbilanz..... | 57 |
| 5.1.1 | THG pro kg ECM | 57 |
| 5.1.2 | THG pro ha Betriebsfläche | 60 |
| 5.1.3 | THG je ha verbrauchter Gesamtfläche..... | 63 |
| 5.1.4 | THG pro Kuhplatz..... | 66 |
| 5.1.5 | Ackerflächenbedarf und Kraffuterverbrauch..... | 68 |
| 5.2 | Hoftorbilanzen | 72 |
| 5.2.1 | Stickstoffbilanz..... | 73 |
| 5.2.2 | Phosphorbilanz..... | 79 |
| 5.2.3 | Kaliumbilanz | 86 |
| 6 | Schlussfolgerungen | 92 |
| | Literaturverzeichnis..... | 94 |
| | Anhang | 106 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Interpretation der Ergebnisse von Hoftorbilanzen nach Freyer und Percin (1996)..... | 19 |
| Tabelle 2: Ergebnis der einfachen N-, P- und K-Bilanzen des Biobetriebes Ursprung/Elixhausen (Ruttnig 2007) | 21 |
| Tabelle 3: „DB(generic)“: Anpassung der Werte im Tabellenblatt an die österreichischen Verhältnisse..... | 25 |
| Tabelle 4: „DB (farm,country)“: Anpassung der Werte im Tabellenblatt an die österreichischen Verhältnisse. | 26 |
| Tabelle 5: Fläche und Ertrag nach Hörtenhuber et al. (2010)..... | 30 |
| Tabelle 6: Aufteilung der Kühe nach den Haltungssystemen in Österreich (Amon et al. 2007) | 31 |
| Tabelle 7: Verteilung der Kalbinnen nach den Haltungssystemen in Österreich (Amon et al. 2007)..... | 32 |
| Tabelle 8: Gegenüberstellung der Ergebnisse des Arla-Programms mit Hörtenhuber et al. (2010)..... | 34 |
| Tabelle 9: Basisdaten der Rationsberechnungen..... | 37 |
| Tabelle 10: Zusammensetzung und Nährstoffgehalte der Grundfuttermischungen..... | 38 |
| Tabelle 11: Krafffuttergrenzen (kg FM) nach Leistungsniveau und Grundfutterqualität | 39 |
| Tabelle 12: Bezeichnung, Zusammensetzung und Nährstoffgehalte der Konzentratfutmischungen | 40 |
| Tabelle 13: Einteilung der Leistungsklassen nach Laktationsleistung | 41 |
| Tabelle 14: Anzahl der Betriebe nach den Leistungsklassen für die Datenauswertung | 42 |
| Tabelle 15: Laktationsleistung je Leistungsklasse in kg Milch gemäß INVEKOS..... | 42 |
| Tabelle 16: Kühe pro Betrieb nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS | 43 |
| Tabelle 17: Milchquote pro Betrieb nach Leistungsklassen gemäß INVEKOS | 43 |
| Tabelle 18: Fläche pro Betrieb in ha nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS | 44 |
| Tabelle 19: GVE je ha pro Betrieb nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS | 44 |
| Tabelle 20: Nutzungsdauer der Milchkühe nach den Leistungsklassen (Fürst 2014a) | 45 |

| | |
|--|-----|
| Tabelle 21: Daten für die Berechnung des Modellbetriebes 5.000 kg..... | 46 |
| Tabelle 22: Erfassungsgrößen der vereinfachten Hoftorbilanz für N, P und K (modifiziert nach Ruttnig 2007) | 54 |
| Tabelle 23: Erfassungsgrößen der erweiterten Hoftorbilanz für N (modifiziert nach Ruttnig 2007) | 55 |
| Tabelle 24: N-Hoftorbilanz der Modellbetriebe | 73 |
| Tabelle 25: P-Hoftorbilanz der Modellbetriebe | 79 |
| Tabelle 26: K-Hoftorbilanz der Modellbetriebe | 86 |
| Tabelle 27: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 5.000 niedrig | 106 |
| Tabelle 28: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 5.000 hoch | 107 |
| Tabelle 29: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 6.000 niedrig | 108 |
| Tabelle 30: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 6.000 hoch | 109 |
| Tabelle 31: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 7.000 niedrig | 110 |
| Tabelle 32: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 7.000 hoch | 111 |
| Tabelle 33: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 8.000 niedrig | 112 |
| Tabelle 34: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 8.000 hoch | 113 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abbildung 1: Produktbezogene THG-Emissionen für unterschiedliche Leistungsklassen und Grundfutterqualität | 58 |
| Abbildung 2: THG-Emissionen in kg CO ₂ -eq pro ha betriebseigene Fläche und Jahr | 61 |
| Abbildung 3: THG-Emissionen in kg CO ₂ -eq pro ha verbrauchter Gesamtfläche und Jahr | 64 |
| Abbildung 4: THG-Emissionen in kg CO ₂ -eq pro Kuh und Jahr | 67 |
| Abbildung 5: Ackerflächenbedarf in ha pro Tonne Milch (ECM) | 69 |
| Abbildung 6: Kraftfutterverbrauch in kg pro Tonne ECM | 70 |
| Abbildung 7: Übersicht über die einjährigen N-, P- und K-Bilanzen aller Modellbetriebe .. | 72 |
| Abbildung 8: N-Salden der Modellbetriebe in kg pro ha | 74 |
| Abbildung 9a: % Anteile am N-Export, Betrieb 5.000n und 5.000h..... | 75 |
| Abbildung 9b: % Anteile am N-Export, Betrieb 6.000n und 6.000h..... | 75 |
| Abbildung 9c: % Anteile am N-Export, Betrieb 7.000n und 7.000h..... | 75 |
| Abbildung 9d: % Anteile am N-Export, Betrieb 8.000n und 8.000h..... | 75 |
| Abbildung 10a: % Anteile am N-Import, Betrieb 5.000n | 76 |
| Abbildung 10b: % Anteile am N-Import, Betrieb 5.000h | 76 |
| Abbildung 10c: % Anteile am N-Import, Betrieb 6.000n..... | 76 |
| Abbildung 10d: % Anteile am N-Import, Betrieb 6.000h | 76 |
| Abbildung 10e: % Anteile am N-Import, Betrieb 7.000n | 77 |
| Abbildung 10f: % Anteile am N-Import, Betrieb 7.000h | 77 |
| Abbildung 10g: % Anteile am N-Import, Betrieb 8.000n | 77 |
| Abbildung 10h: % Anteile am N-Import, Betrieb 8.000h | 77 |
| Abbildung 11: P-Saldo der Modellbetriebe..... | 80 |
| Abbildung 12a: % Anteile am P-Export, Betrieb 5.000n und 5.000h..... | 82 |
| Abbildung 12b: % Anteile am P-Export, Betrieb 6.000n und 6.000h..... | 82 |
| Abbildung 12c: % Anteile am P-Export, Betrieb 7.000n und 7.000h..... | 82 |

| | |
|--|----|
| Abbildung 12d: % Anteile am P-Export, Betrieb 8.000n und 8.000h..... | 82 |
| Abbildung 13a: % Anteile am P-Import, Betrieb 5.000n..... | 83 |
| Abbildung 13b: % Anteile am P-Import, Betrieb 5.000h..... | 83 |
| Abbildung 13c: % Anteile am P-Import, Betrieb 6.000n..... | 84 |
| Abbildung 13d: % Anteile am P-Import, Betrieb 6.000h..... | 84 |
| Abbildung 13e: % Anteile am P-Import, Betrieb 7.000n..... | 84 |
| Abbildung 13f: % Anteile am P-Import, Betrieb 7.000h..... | 84 |
| Abbildung 13g: % Anteile am P-Import, Betrieb 8.000n..... | 84 |
| Abbildung 13h: % Anteile am P-Import, Betrieb 8.000h..... | 84 |
| Abbildung 14: K-Salden der Betriebe in kg/ha..... | 87 |
| Abbildung 15a: % Anteile am K-Export, Betrieb 5.000n und 5.000h..... | 88 |
| Abbildung 15b: % Anteile am K-Export, Betrieb 6.000n und 6.000h..... | 88 |
| Abbildung 15c: % Anteile am K-Export, Betrieb 7.000n und 7.000h..... | 88 |
| Abbildung 15d: % Anteile am K-Export, Betrieb 8.000n und 8.000h..... | 88 |
| Abbildung 16a: % Anteile am K-Import, Betrieb 5.000n..... | 89 |
| Abbildung 16b: % Anteile am K-Import, Betrieb 5.000h..... | 89 |
| Abbildung 16c: % Anteile am K-Import, Betrieb 6.000n..... | 89 |
| Abbildung 16d: % Anteile am K-Import, Betrieb 6.000h..... | 89 |
| Abbildung 16e: % Anteile am K-Import, Betrieb 7.000n..... | 90 |
| Abbildung 16f: % Anteile am K-Import, Betrieb 7.000h..... | 90 |
| Abbildung 16g: % Anteile am K-Import, Betrieb 8.000n..... | 90 |
| Abbildung 16h: % Anteile am K-Import, Betrieb 8.000h..... | 90 |

1 Einleitung

Das Ende 2012 ausgelaufene Weltklimaabkommen, auch „Kyoto-Protokoll“ genannt, sah in seinem Ziel die Reduktion der weltweit bedeutendsten Treibhausgase vor. Kohlendioxid, Methan, Lachgas und Fluorgase sollten in einem bedeutenden Ausmaß reduziert werden. Während sich auf internationaler Ebene die Staaten noch nicht auf ein weiteres Ziel geeinigt hatten, setzte man sich in der Europäischen Union das Ziel, die Treibhausgasemissionen von 2013 bis 2020 um 20% zu reduzieren und somit die Ausstoßmenge wieder unter das Niveau des Jahres 1990 zu senken (BMLFUW s.a.).

In Österreich führt das Umweltbundesamt jährlich eine Berechnung der emittierten Kohlenstoffdioxidäquivalente (CO₂-eq) im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft durch. Dabei wurde für das Jahr 2011 berechnet, dass insgesamt 82,8 Mio. Tonnen CO₂-eq emittiert wurden. Verantwortlich dafür sind hauptsächlich die Sektoren Industrie und produzierendes Gewerbe (29,6 % oder 24,5 Mio. Tonnen CO₂-eq), Verkehr (26,3 % bzw. 21,8 Mio. Tonnen CO₂-eq), Energieaufbringung (16,9 % bzw. 14,0 Mio. Tonnen CO₂-eq) sowie Raumwärme und sonstiger Kleinverbrauch (13,0 % bzw. 10,8 Mio. Tonnen CO₂-eq). Die Landwirtschaft folgt mit geringem Abstand zu den anderen Sektoren und emittiert 9,1 % der Jahresemissionen an CO₂-eq in Österreich. Dies entspricht einer Menge von 7,6 Mio. Tonnen CO₂-eq. (Anderl et al. 2013). Jedoch muss bei diesen Zahlen berücksichtigt werden, dass jeder Sektor einzeln betrachtet wird. Beispielhaft werden jene Emissionen, die bei der Herstellung von Mineraldünger entstehen, nicht dem Sektor Landwirtschaft, sondern dem Sektor Industrie und produzierendes Gewerbe zugerechnet (Hirschfeld et al. 2008)

Von 1990 bis 2010 sind die Gesamtemissionen in Österreich um 8,2% gestiegen. Jedoch haben die Emissionen in der Landwirtschaft im gleichen Zeitraum um rund 13,1 % abgenommen, dies entspricht einer Reduktion von 1,2 Mio. Tonnen CO₂-eq. Diese Abnahme ist vor allem darauf zurückzuführen, dass in diesem Zeitraum der Rinderbestand in Österreich abgenommen hat, und die verbrauchte Menge an Kunstdünger ebenfalls leicht zurückging. Laut Statistik Austria wurden im Jahr 1995 in Österreich 2.324.248 Rinder gehalten. Bis 2010 sank der Rinderbestand auf 2.023.648 Tiere. Daraus ergibt sich eine Reduktion des Rinderbestandes um 12,9%.

Zusätzlich zur Minimierung des Rinderbestandes wurde auch der Einsatz von Kunstdünger in Österreichs Landwirtschaft reduziert, was sich ebenfalls in der Reduzierung der Treibhausgase niederschlägt (Statistik Austria 2012, Anderl et al. 2012).

Bezüglich der Emissionen von Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) ist die Landwirtschaft der größte Verursacher. So wurden 2010 75% (12.000 Tonnen) der Gesamtemissionen an Lachgas und 65% (171.000 Tonnen) der gesamten Methanemissionen durch den Sektor Landwirtschaft in Österreich verursacht. Dabei lässt sich festhalten, dass 44% der gesamten Treibhausgasemissionen im landwirtschaftlichen Sektor auf die enterogene Fermentation der Wiederkäuer (vor allem Methan) und 39% auf Umsetzungen im Boden (vor allem Lachgas) zurückgehen (Anderl et al. 2012).

Laut einem Bericht des Joint Research Center der Europäischen Kommission (2010) ist Österreich das Land in der Union mit den geringsten Emissionen pro kg Rindfleisch (14,2 kg CO_2 -eq) und pro kg Milch (1,0 kg CO_2 -eq). Auch Neumayr (2012) bzw. Hörtenhuber et al. (2010) errechneten für die österreichischen Rindermastsysteme eine durchschnittliche Treibhausgas-Emission je kg Schlachtkörper von 14,5 kg CO_2 -eq bzw. eine Treibhausgasemission zwischen 0,9 und 1,17 kg CO_2 -eq je kg konventionelle Milch.

Laut BMLFUW (2013) bewirtschafteten in Österreich im Jahr 2010 insgesamt 173.317 land- und forstwirtschaftliche Betriebe eine landwirtschaftliche Nutzfläche von 2.880.000 ha. 2012 wurden 533.230 ha von 21.352 Betrieben biologisch bewirtschaftet. Dies entspricht einem Anteil von 16,5 % der Betriebe und 19,6 % der Fläche in Österreich. Von 8.557 Biobetrieben wurden in Summe 94.591 Milchkühe gehalten. Die Jahresmilchleistung lag um 12 Prozent unter dem konventionellen Durchschnitt, trotzdem ist auch in der biologischen Milchviehhaltung der Trend in Richtung einer höheren Laktationsleistung je Tier und folglich die damit verbundene intensivere Fütterung feststellbar.

Aufgrund der ökonomischen Vorteile, wie der Senkung der Futter-, Arbeits- und Stallplatzkosten, wird weltweit vermehrt auf höhere Leistungen gezüchtet. Jedoch nimmt laut Haiger (2011) dadurch der Krafffutteranteil trotz Steigerung der Futteraufnahme und Erhöhung des Kuhgewichts, bei steigender Milchleistung überproportional zu.

Im Jahr 2015 wird in der Europäischen Union die Milchquotenregelung aufgehoben. Dillon et al. (2005) und O'Donnel et al. (2008) sind der Meinung, dass nach dem Auslaufen der Milchquotenregelung der neue begrenzende Faktor für die Milchproduktion die für den Betrieb verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche sein wird. Betriebe, die nicht die Möglichkeit haben, ihren Betrieb durch freie Pachtflächen zu erweitern, werden vielleicht versuchen durch Zukauf von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln ihre Milchproduktion und somit ihren Output zu steigern. Jedoch kann laut Hörtenhuber und Zollitsch (2011) importiertes Krafffutter aufgrund von Landnutzungsänderung in der Erzeugung große Mengen an CO₂ freisetzen.

Lindenthal et al. (2010) errechneten in ihrer Arbeit, dass Bio-Produkte weniger CO₂-eq verursachen als vergleichbare konventionelle Produkte. So stellten sie fest, dass trotz geringerer Milchleistung die Erzeugung biologischer Trinkmilch um bis zu 15,7 % weniger Treibhausgase emittiert, als die Erzeugung konventioneller Trinkmilch. Obwohl in der biologischen Landwirtschaft geringere Erträge als in der konventionellen erzielt werden, sind Bio-Produkte, laut Lindenthal et al. (2010), mit bis zu 35 % weniger CO₂-eq je Produkteinheit, belastet. Begründet wird dies in dieser Studie mit dem Verzicht auf importierten südamerikanischen Soja als Eiweißfuttermittel für die biologische Rinderfütterung. Auch Hörtenhuber et al. (2010) errechneten in ihrer Studie, dass biologisch produzierte Milch sowohl je ha als auch je kg Milch, der konventionellen Produktionsweise hinsichtlich Treibhausgasemissionen, überlegen ist.

Dennoch scheint eine Erhöhung der Leistung sowohl durch die Verbesserung der Grundfutterqualität (Hörtenhuber et al. 2010; Hörtenhuber und Zollitsch 2011) als auch eine Steigerung der Krafffuttermenge in der Ration (Gerber et al. 2011) als erstrebenswert. Dadurch gewinnt man nicht nur ökonomische Vorteile, sondern es besteht auch die Möglichkeit, dass die freigesetzten Gesamtmengen an CO₂-eq auf mehr Produkteinheiten verteilt werden. Und führt auch zu einer Verdünnung der CO₂-eq je Produkteinheit. Hauptsächlich wirkt sich eine Erhöhung des Krafffutteranteils in der Ration aufgrund einer Reduzierung des Rohfaseranteiles, positiv auf den Methanausstoß durch die enterogene Fermentation im Pansen aus (Kryvoruchko 2004, Amon 2006). Jedoch darf nicht außer Acht gelassen werden, dass durch einen verstärkten Zukauf von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln und die damit verbundene Steigerung des Tierbesatzes je ha Nutzfläche vermehrt Nährstoffe in den Betriebskreislauf eingebracht werden. Diese können wiederum zu unausgeglichene Hoftorbilanzen führen (Wieser 1996). Darüber kann ein hoher externer Input auch mehrere negative Umweltwirkungen mit sich bringen. Das vermehrte Einführen von Futtermitteln in den Betriebskreislauf

widerspricht auch dem Grundgedanken der biologischen Landwirtschaft. In der traditionellen biologischen Landwirtschaft gilt der Ansatz eines weitgehend in sich geschlossenen Nährstoffkreislaufes unter ganzheitlicher Betrachtung des Systems „Boden-Pflanze-Tier“ (Diercks 1983). Daraus folgt, dass die Tiere zum überwiegenden Teil mit wirtschaftseigenem Futter versorgt werden sollten.

2 Ziele und Forschungsfragen

Ziel dieser Arbeit ist es, die Treibhausgasemissionen von einem für die österreichische Region Flachgau typischen Biobetrieb festzustellen. Dabei soll durch die Modellrechnungen veranschaulicht werden, wie sich Unterschiede in Fütterungsintensität und Leistungsniveau auf die Treibhausgasemissionen auswirken.

Anhand dieser Berechnungen sollen folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- Welche Treibhausgasbilanz weist ein für die Region Flachgau typisches Bio-Milchproduktionssystem auf?
- Gibt es hinsichtlich der Treibhausgasbilanz als Kriterium der Nachhaltigkeit ein von der Grundfutterqualität abhängiges, optimales Leistungsniveau?
- Wie wirken sich die unterschiedlichen Grundfutterqualitäten bei verschiedenen Leistungsniveaus auf die betriebliche Nährstoffbilanz (N, P, K) aus?

3 Literaturübersicht

3.1 Bio-Milchproduktion in Österreich

In Österreich halten laut BMLFUW (2013) 8.557 Biobetriebe in Summe 94.591 Milchkühe. Im Jahr 2005 standen nach Fürst (2006) 1.007 dieser Betriebe auch unter Leistungskontrolle. Diese Betriebe hielten im Durchschnitt 13,8 Kühe, das sind um 1,4 Kühe weniger als in den konventionellen Betrieben. Der durchschnittliche Stalldurchschnitt der Biobetriebe war mit 5.864 kg um ca. 600 kg niedriger als bei den konventionellen Betrieben (Fürst 2006). Auch bei den Inhaltsstoffen in der Milch zeigt sich ein Vorteil zugunsten der konventionellen Betriebe. Jedoch schneiden die Biobetriebe im Bereich Fitness überwiegend besser ab. Die Nutzungsdauer der Kühe ist um 3 Monate länger. Generell ist der Anteil an älteren Kühen höher, was sich in der durchschnittlichen Zellzahl bemerkbar macht. Aufgrund der niedrigeren Laktationsleistung ist die Lebensleistung der Biobetriebe mit denen der konventionellen Betriebe annähernd gleich.

Wirtschaftet ein Betrieb ökologisch, so muss dieser die einschlägigen EU-Verordnungen einhalten. Im Bereich der Wiederkäuerfütterung sind unter anderem folgende Punkte zu berücksichtigen (EU Kommission 2008):

- 60% der Futtermittel müssen aus der Betriebseinheit selbst stammen. Ist dies nicht möglich, müssen die Futtermittel aus anderen ökologischen/biologischen Betrieben aus derselben Region stammen.
- Die Tagesration für Rinder muss mindestens zu 60 % aus frischem, getrocknetem oder siliertem Raufutter (in Trockenmasse gerechnet) bestehen.
- Bei Milchvieh besteht die Ausnahme, dass in den ersten 3 Monaten der Laktation zur Deckung des ernährungsphysiologischen Bedarfs, dieser Prozentsatz auf 50 reduziert werden kann.
- Es muss, sofern dies möglich ist, ein Maximum an Weidegang gewährleistet werden.

Die oben genannten Aspekte sind für alle biologisch wirtschaftenden Betriebe einzuhalten. Zusätzlich ist es möglich, dass Bioverbände in ihren Verbandsrichtlinien über die Bioverordnung hinausgehende Vorschriften erlassen. Bio Austria hat zum Beispiel in ihren Richtlinien im Bereich der Wiederkäuerfütterung folgende zusätzliche Vorschrift (Bio Austria 2013):

- Bei Pflanzenfressern muss die Tagesration immer aus mindestens 60 % Raufutter bestehen.
- In der Rinderfütterung wird die durchschnittliche Krafftuttermenge eines Betriebes auf maximal 15 % der Gesamtjahres-Trockenmasseaufnahme festgelegt.

Hinsichtlich Düngung und Düngungsniveau müssen die Biobetriebe ebenfalls Vorschriften der EU-Verordnung einhalten (EU Kommission 2008):

- Die Gesamtmenge des im Betrieb ausgebrachten Wirtschaftsdüngers tierischer Herkunft darf 170 kg N je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr nicht übersteigen. Die Gesamtbesatzdichte darf den Grenzwert von 170 kg Stickstoff pro Jahr und ha nicht übersteigen. Dies entspricht 2 Kühen bzw. 3,3 Rindern zwischen 1 und 2 Jahren pro Jahr und ha.

Gruber et al. (1998) zeigten in ihren Versuchen, dass eine schlechte Grundfutterqualität zu einer höheren Anzahl von Kühen führt, die einen deutlich gestiegenen Krafftuttermbedarf haben, wenn der Anspruch auf eine bedarfsgerechte Fütterung gegeben ist. Zudem mussten die Tiere bei schlechter Grundfutterqualität öfters durch einen Tierarzt behandelt werden. Deshalb ist es für Biobetriebe auch bzw. besonders wichtig, beste Grundfutterqualitäten zu erzeugen. Dadurch wird nicht nur die Grundfutterleistung gesteigert, sondern es werden auch zusätzliche Kosten, welche durch den benötigten Tierarzt anfallen, eingespart.

Damit qualitativ, hochwertige Silagen und/oder Heu am Betrieb erzeugt werden können, müssen laut Buchgraber und Gindl (2004) einige wichtige Regeln eingehalten werden:

- Sachgerechtes und standortangepasstes Grünlandmanagement (Düngung, Nutzung, Pflege, Pflanzenbestandsregelung)
- Optimaler Erntezeitpunkt sowie Sauberkeit bei der Ernte (nur abgetrocknete Bestände mähen, Schnitthöhe > 5 cm, schonende Werbung und Ernte des Futters mit richtig eingestellten Geräten)
- Angepasste Schlagkraft

Lindenthal et al. (2010) weisen in ihrer Arbeit aus, dass Bio-Produkte weniger CO₂-eq verursachen als vergleichbare konventionelle Produkte. So stellten sie fest, dass, obwohl die Milchkühe auf Bio-Betrieben eine geringere Milchleistung je Laktation haben, die Erzeugung biologischer Trinkmilch um bis zu 15,7 % weniger Treibhausgase emittiert als konventionell erzeugte. Als Hauptgrund für diesen Vorteil bezüglich der Treibhausgasemissionen je Produkteinheit in der biologischen Landwirtschaft wird in der genannten Studie der Verzicht auf importierten südamerikanischen Soja als Eiweißfuttermittel in der biologischen Rinderfütterung angeführt. Auch Hörtenhuber et al. (2010) errechneten in ihrer Studie, dass die Bio-Milcherzeugung sowohl je ha als auch je kg Milch der konventionellen Produktionsweise hinsichtlich Treibhausgasemissionen überlegen ist. Begründet wird das von den Autoren unter anderem auch damit, dass die Bio-Betriebe hauptsächlich regionale Eiweißquellen für die Fütterung der Milchkühe verwenden.

3.2 Klimagase

Seit Beginn der Industrialisierung 1750 wird beobachtet, dass es eine deutliche überregionale bzw. globale Veränderung des Stoffhaushaltes in der Atmosphäre gibt. Diese stellt somit eine Folge der menschlichen Aktivitäten dar. Seit dieser Zeit gelangen auch völlig neue Stoffe, die fast ausschließlich durch den Menschen erzeugt werden, in die Atmosphäre. Solche Stoffe sind unter anderem teilfluorierte Kohlenwasserstoffe (HFKW), Schwefelhexafluorid (SF₆), vollfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW), Halone und auch Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW). Aber auch bereits vorhandene Stoffe haben sich in ihrer Konzentration geändert. So stiegen seit der Industrialisierung weltweit die

Konzentrationen von Methan um 145 %, die Konzentration von Kohlendioxid um 35 % und die Konzentration von Distickstoffoxid (Lachgas) um 18 % in der Atmosphäre an. Infolge der Anreicherung dieser Stoffe in der Atmosphäre entsteht der sogenannte anthropogene (vom Menschen verursachte) Treibhauseffekt (Umweltbundesamt 2012). Ohne die natürlichen Treibhausgase wie Kohlendioxid, Lachgas, Methan, Ozon und im Besonderen auch Wasserdampf, als wichtigstes natürliches Treibhausgas, wäre ein Leben auf der Erde nicht möglich. Laut dem nationalen Bericht zum Deutschen Treibhausgasinventar (Umweltbundesamt 2012) wäre die Erdmitteltemperatur nicht wie derzeit ca. 15° C sondern würde auf eine mittlere Temperatur von etwa -18° C absinken. Somit sichert der natürliche Treibhauseffekt das irdische Leben.

3.2.1 Kohlendioxid

Kohlendioxid ist das wichtigste anthropogene Treibhausgas. Hauptsächlich entsteht CO₂ durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern und das Abholzen von Wäldern (vor allem der Urwälder). Durch die Übernutzung der Wälder verlieren diese auch die Funktion Kohlenstoff zu speichern und dadurch die atmosphärische Konzentration zu senken. Neben der Abholzung der Wälder stellen auch die Zementproduktion, die Landnutzungsänderungen und die Umwandlung von Grünland in Ackerflächen Emissionsquellen von CO₂ dar. Nach Hörtenhuber und Zollitsch (2009) sowie Hörtenhuber et al. (2011) sind Landnutzungsänderungen verbunden mit einer Freisetzung von großen Mengen an CO₂. Im Speziellen sind aus Südamerika importierte Futtermittel oftmals mit Landnutzungsänderungen verbunden. Gegen die Zunahme des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre wirken sich langfristig sowohl die verbleibenden aufnahmefähigen Wälder in den Tropen und in den temperierten Klimaten, als auch die Ozeane aus. Jedoch entsteht bezüglich letzterer das Problem, dass die Meere durch die Aufnahme des CO₂ versauern (IPCC 2007, IPCC 2013). Die Versauerung hat gravierende Auswirkungen auf das marine Ökosystem, was in dieser Arbeit nicht weiter erläutert wird. Des Weiteren können auch die Böden dazu beitragen den CO₂-Gehalt in der Atmosphäre zu senken. Dafür ist es nötig, dass die Bodenbearbeitung möglichst humusschonend erfolgt. Außerdem sollten eine Rückführung der Erntereste sowie eine organische Düngung zur guten Praxis gehören. Zusätzlich können die Böden bei Fruchtfolgen vermehrt mit humusaufbauenden Kulturen bebaut werden. Dadurch wird Kohlenstoff im Boden in Form von Humus gebunden. Hülsbergen et al. (2007) zeigten in einer langjährigen Untersuchung von 28 Betrieben in Bayern (18 biologisch und 10 integriert

wirtschaftend), dass es möglich ist jährlich etwa 402 kg CO₂-eq je ha Boden durch Humusaufbau zu binden.

Die globale atmosphärische CO₂-Konzentration ist seit dem Jahr 1750 von 280 ppm auf 391 ppm im Jahr 2011 gestiegen (IPCC 2013). Kohlendioxid ist unter den genannten Treibhausgasen jenes mit der geringsten Klimawirksamkeit je Masseneinheit. Es bildet auch die Berechnungsbasis für die weiteren klimarelevanten Gase (in der Landwirtschaft vor allem Methan und Lachgas), um eine gemeinsame Betrachtung in kg CO₂-eq zu ermöglichen. CO₂ ist allerdings global für über 50 % der anthropogen bedingten Klimaerwärmung verantwortlich (IPCC 2007). Methan wird aufgrund seines, im Vergleich zu Kohlendioxid 25fachen Treibhausgaspotentials, mit dem Faktor 25 multipliziert. Der Faktor für Lachgas (Distickstoffoxid) beträgt analog 298.

3.2.2 Methan

Methan ist in Österreich mit einem Anteil von 6,5 % im Jahr 2011 das zweitwichtigste Treibhausgas. Seit dem Jahr 1990 sind die Methanemissionen in Österreich um 35,4 % gesunken (Anderl et al. 2013). Die atmosphärische Methan-Konzentration ist seit dem Jahr 1750 um 150 % angestiegen. 1750 hatte die Atmosphäre noch eine Methan-Konzentration von 715 ppb und mittlerweile (2011) beträgt sie 1.803 ppb (IPCC 2013). Methanemissionen können aus natürlichen und anthropogenen Quellen stammen. Feuchtgebiete, Ozeane, Wälder, Feuer und Termiten sowie geologische Vorgänge zählen zu den natürlichen Quellen. Hingegen gehören zu den menschlichen Quellen Reiskulturen, Nutztiere, Deponien und Abfallbehandlung und zum Teil die Verbrennung von Biomasse (IPCC 2013). Nach Anderl et al. 2012 sind in Österreich zum Großteil Deponien und die Nutztierhaltung für den Ausstoß an Methan von Bedeutung. In der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung entsteht Methan hauptsächlich durch die enterogene Fermentation im Verdauungstrakt der Rindermägen (3,6 % aller CO₂-eq in Österreich) und durch das Wirtschaftsdüngermanagement auf den Betrieben.

Der Methanausstoß hängt laut Crutzen et al. (1986) indirekt von folgenden Faktoren ab:

- Leistungsniveau: Das Leistungsniveau definiert auch die Fütterungsintensität und damit auch indirekt den Methanstoffwechsel.

- Nutzungsrichtung: Durch eine leistungsabhängige Fütterung bestimmt die Nutzungsrichtung und Nutzungsintensität indirekt auch die Höhe der Methanemissionen.
- Lebendmasse: Aufgrund der positiven Korrelation zwischen Lebendmasse und Erhaltungsbedarf nimmt bei steigendem Körpergewicht der Erhaltungsbedarf zu. Damit muss mehr Futter aufgenommen werden, was wiederum die Grundlage für die Methanbildung ist.

Die direkten Faktoren beschreibt Crutzen et al. (1986) wie folgt:

- Futterzusammensetzung: Diese hat in Abhängigkeit von Nährstoffgehalt und Verdaulichkeit der Einzelkomponenten und somit der Energiekonzentration direkten Einfluss auf die Methanbildung im Pansen der Tiere.
- Futtermenge: Die von den Tieren aufgenommene Futtermenge beeinflusst direkt die zur Verfügung stehende Nährstoff- und Energiemenge für die methanogene Pansenflora.

Die Methanbildung an sich ist ein streng anaerober Prozess. In organischem Material gebundener Kohlenstoff wird unter Freisetzung des Gases abgebaut. Jedoch ist die dadurch mögliche Energieausbeute geringer als bei einer aeroben Umsetzung. Die Umsetzung umfasst die Schritte Hydrolyse, Fermentation und die Acetogenese (Amon 2006).

3.2.3 Lachgas

Lachgas ist in Österreich nach Anderl et al. (2013) jenes Treibhausgas, welches mit einem Anteil von 6,4 % knapp hinter Methan an dritter Stelle der Treibhausgasemissionen im Jahr 2011 liegt. Die Lachgasemissionen konnten seit dem Jahr 1990 um 14,6 % gesenkt werden. Dies ist vor allem mit der Reduktion des Mineraldüngereinsatzes in Zusammenhang zu bringen. Die Hauptemissionsquellen für Lachgas sind Abgaskatalysatoren (Abbau von Stickstoffoxiden), die chemische Industrie und vor allem

die landwirtschaftlich genutzten Böden. Durch eine hohe Verfügbarkeit von Stickstoff bei gleichzeitigem Sauerstoffmangel im Boden, wird mit Hilfe der Denitrifikation (anaerober biologischer Prozess) Lachgas gebildet. Dieser Prozess wird von folgenden Faktoren beeinflusst:

- N-Düngungsniveau: Die applizierte Stickstoffmenge hat einen direkten Einfluss auf N-Verluste durch Lachgas. Sie stehen in einem direkten Verhältnis zueinander (Bouwman et al. 2002).
- Bodenwassergehalt: Die Höhe des Bodenwassergehalts bestimmt indirekt auch die Sauerstoffkonzentration. Ist der Bodenwassergehalt hoch, so kommt es zu einem Sauerstoffmangel und deswegen wird vermehrt Düngerstickstoff durch Mikroorganismen anaerob denitrifiziert (Schubert 2006).
- Bodentemperatur: Die Aktivität der Bakterien steigt mit zunehmender Bodentemperatur, dadurch kann vermehrt Lachgas gebildet werden (Dobbie und Smith 2001).
- Verfügbarkeit organischer Kohlenstoffverbindungen: Ist beispielsweise durch eine langjährige organische Düngung im Boden Kohlenstoff in leicht verfügbarer Form vorhanden (dient als Energiequelle für Denitrifikanten), so kann das zur erhöhten Lachgasemission führen (Kaiser und Ruser 2000, Pathak 1999).

Aufgrund der Vielzahl von unterschiedlichen Faktoren unterliegen die Lachgasemissionen starken räumlichen, tageszeitlichen und jahreszeitlichen Schwankungen (Amon 2006). Haenel et al. (2010 nach Neumayr 2012), Hörtenhuber et al. (2010), Hörtenhuber et al. (2011) und Neumayr (2012) berücksichtigen unter anderem neben den direkten Lachgasemissionen durch Wirtschaftsdüngerausbringung, Weidegang, Mineraldünger- und Klärschlammanwendung, biologische N-Fixierung, Ernterückstände und Bodenbearbeitung auch die indirekten Lachgasemissionen als Folge von Auswaschung und Oberflächenabfluss wie auch die Deposition reaktiven Stickstoffs. Die globale atmosphärische Lachgaskonzentration ist von einem vorindustriellen Wert von ca. 270 ppb auf 324 ppb im Jahr 2011 angestiegen, was einer Steigerung von 20 % entspricht. In

diesem Zusammenhang muss auch angeführt werden, dass die atmosphärische Lachgaskonzentration seit dem Jahr 1980 mit leichten Schwankungen annähernd konstant bleibt (IPCC 2007, IPCC 2013).

3.3 Treibhausgase in Österreich

In Österreich sind für die 82,8 Mio. Tonnen emittierten Kohlenstoffdioxidäquivalente im Jahr 2011, nach einer sektoralen Auswertung von Anderl et al. (2013), vor allem die Sektoren Industrie und produzierendes Gewerbe (24,5 Mio. Tonnen CO₂-eq), Verkehr (21,8 Mio. Tonnen CO₂-eq), Energieaufbringung (14,0 Mio. Tonnen CO₂-eq), Raumwärme, sonstiger Kleinverbrauch (10,8 Mio. Tonnen CO₂-eq) und die Landwirtschaft mit einer Menge von 7,6 Mio. Tonnen CO₂-eq verantwortlich. Jedoch muss bei diesen Zahlen berücksichtigt werden, dass Anderl et al. (2013) für die Erstellung der Luftschadstoffinventur des Umweltbundesamtes mit dem international festgelegten, quellenorientierten Ansatz gearbeitet haben. Beispielfhaft wird jene CO₂-eq, die bei der Herstellung von Mineraldünger entsteht, nicht dem Sektor Landwirtschaft, sondern dem Sektor Industrie und produzierendes Gewerbe zugerechnet (Hirschfeld et al. 2008). Andererseits werden die durch die energetische Nutzung von Energieträgern, wie beispielsweise die von Heizungsanlagen emittierten Treibhausgase, dem Sektor Raumwärme und sonstiger Kleinverbrauch zugeordnet (Anderl et al. 2013). Zusätzlich werden importierte Futtermittel in den Bilanzen der Länder, in denen sie produziert wurden, ausgewiesen (Hörtenhuber und Zollitsch 2011). Betrachtet man die Anteile der einzelnen Treibhausgase an den Gesamtemissionen im Jahr 2011, so sind nach Anderl et al. (2013) davon 85 % CO₂. Methan und Lachgas haben einen Anteil von 6,5 % bzw. 6,4 %. Einen geringeren, aber dennoch nennenswerten Anteil machen die fluorierten Gase mit 2,1 % der Gesamtemissionen in Österreich aus.

3.4 Minderungsstrategien

Nach dem Bericht des Joint Research Center (2010) ist die Steigerung der Milchleistung je Milchkuh eine Möglichkeit, die Menge an emittierten CO₂-eq je kg Milch zu reduzieren. In ihrem Bericht erreichte die in den Niederlanden erzeugte Milch den zweitniedrigsten Wert an CO₂-eq je kg Milch in der EU hinter Österreich (1,0 kg CO₂-eq pro kg Milch), das dieses Ranking anführte. Für Österreich begründeten die Autoren diesen guten Wert

durch die geringen Emissionen durch Landnutzungsänderungen (kaum Soja aus Brasilien) bei gleichzeitig hohem Anteil an in Österreich produzierten energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln. Zudem kommt Österreich zugute, dass die Hauptrasse für die Milchproduktion das Fleckvieh ist. Diese Rasse hat im Vergleich zu den anderen Milchrassen wie z.B. Holstein Frisian eine relativ gute Fleischausbeute. Deshalb werden die Emissionen je kg Milch durch das Koppelprodukt Fleisch stärker reduziert. Negativ auf die THG-Bilanz wirkt sich aber laut dem Joint Research Center (2010) der hohe Anteil an Raufutter in der Jahresration aus.

In den Arbeiten von Hörtenhuber et al. (2010) sowie Hörtenhuber und Zollitsch (2011) werden als Minderungsstrategien die Anhebung der Grundfutterqualität, die Verbesserung des Wirtschaftsdüngersystems durch eine Erhöhung des Strohanteils in der Haltung, sowie auch die Steigerung des Weideanteils in der Jahresration und eine Verbesserung der Lebensleistung angegeben. Ein deutliches Minderungspotenzial hat laut diesen Autoren der Ersatz von Futtermitteln, welche eine äußerst schlechte THG-Bilanz aufweisen, durch in Österreich erzeugte Futtermittel mit verhältnismäßig guten THG-Bilanzen. Futtermittel mit einem hohen Proteinanteil aus dem lateinamerikanischen Raum (Soja), die lange Transportwege und zum Teil durch verursachte Landnutzungsänderungen eine höhere THG-Bilanz aufweisen, sollten in der Fütterung vermieden werden. Zahlreiche Autoren (Flessa 2010, Hermansen und Kristensen 2011, Hörtenhuber et al. 2010) sind einhellig der Meinung, dass durch eine effiziente Nutzung des hofeigenen Wirtschaftsdüngers und durch die Nutzung von Wirtschaftsdünger für die Biogasproduktion, es zu einer Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes und in Folge zu einer Verbesserung der THG-Bilanz der landwirtschaftlichen Betriebe führen kann. Weiter Faktoren die dies begünstigen sind eine Steigerung der N-Effizienz, durch Vermeidung von N-Überschüssen und die Fixierung des Luftstickstoffes durch den Anbau von N-bindenden Pflanzen in der Fruchtfolge. Auch Smith et al. (2008) und Hörtenhuber und Zollitsch (2009) nennen als eine Möglichkeit zur Verbesserung der THG-Bilanz der Betriebe eine Kohlenstoffbindung durch Humusakkumulation. Laut Schwerin et al. (2012) stellt neben den Emissionen aus den landwirtschaftlichen Böden und der Düngerherstellung die Verdauung der Nutztiere, insbesondere die bereits beschriebene enterogene Fermentation, die dritte Hauptquelle für landwirtschaftliche THG-Emissionen dar. Laut Neumayr (2012) und Crutzen et al. (1986) haben die Rationszusammensetzung sowie die Futteraufnahmen, die in einem engen Zusammenhang mit der Lebendmasse und der Leistung des Tieres steht, einen entscheidenden Einfluss auf die verdauungsbedingten Methanemissionen. Cellulose, die in der Rohfaser enthalten ist, ist das wichtigste Substrat für die methanogenen Bakterien und somit für die Methanbildung.

Einen deutlich geringeren Einfluss auf die Methanbildung haben die N-freien Extraktstoffe sowie der Rohproteingehalt (Kryvoruchko 2004 und Amon 2006).

Deswegen scheint sowohl eine Verbesserung der Grundfutterqualität (Hörtenhuber et al. 2011; Hörtenhuber und Zollitsch 2011), als auch eine Anteilssteigerung des Krafftutters in der Ration (Gerber et al. 2011) und damit eine Erhöhung der Milchleistung als erstrebenswert. Dadurch gewinnt man nicht nur ökonomische Vorteile, sondern es besteht auch die Möglichkeit, dass die freigesetzte Gesamtmenge an CO₂-eq auf mehr Produkteinheiten verteilt wird. Dadurch kommt es zu einer Verdünnung der CO₂-eq je Produkteinheit.

Die Annahme, dass sich eine Erhöhung des Krafftutteranteils in der Ration aufgrund einer Reduzierung des Rohfaseranteiles positiv auf den Methanausstoß durch die enterogene Fermentation im Pansen auswirkt, haben Kryvoruchko (2004), Amon (2006), Hindrichsen et al. (2006) bereits bestätigt. Ob sich dadurch jedoch die THG-Emissionen je Produkteinheit verringern, lässt sich erst nach genauer Festlegung der Systemgrenzen bewerten.

3.5 Systemgrenzen

Weltweit gibt es viele verschiedene Ansätze der landwirtschaftlichen Produktion, von biologischen, über integrierte, bis hin zu konventionellen Systemen. Jedes Produktionssystem kann grundsätzlich mit einem „Low-Input“-Ansatz über verschiedene Intensivierungsstufen bis hin zum „High input – high output“- System landwirtschaftliche Erzeugnisse produzieren. Unabhängig von der Intensitätsstufe wird meist der Anspruch erhoben, beste Lebensmittel mit geringer Klimaschädigung zu erzeugen (Hörtenhuber und Zollitsch 2009). Es ist aber möglich, dass Publikationen, in denen der Erfüllungsgrad dieser Ansprüche bewertet werden soll, zu teilweise stark voneinander abweichenden Ergebnissen kommen. Nach Hörtenhuber und Zollitsch (2009) liegt der Schlüssel für das Zustandekommen von abweichenden Ergebnissen unter anderem in der Wahl des zu betrachtenden Ausschnittes der Erzeugungskette, den sogenannten Systemgrenzen. Auch die Festlegung der betrachteten funktionalen Einheit, das heißt beispielsweise, ob die errechneten Emissionen auf Flächen- oder Produkteinheit bezogen werden, spielt eine wesentliche Rolle.

Die Systemgrenzen sollten nach folgenden Aspekten festgelegt werden (Hörtenhuber und Zollitsch 2009):

- Welche Emissionen aus den der landwirtschaftlichen Produktion vor- und nachgelagerten Prozessen sollen in die Bewertung einfließen?
- Eine Definition der mitberücksichtigten landwirtschaftlichen Emissionsquellen und des gewählten methodischen Zugangs zu deren Quantifizierung.
- Eine Definition der mitberücksichtigten Koppelprodukte und des gewählten methodischen Zugangs zu deren Quantifizierung.

3.6 Die Nährstoffbilanz

Möglichst geschlossene Kreisläufe sind eine Grundlage der Ökologischen Landwirtschaft (Diercks 1986, Herrmann und Plakolm 1993, Siebeneicher 1993, Steiner 1924). Dieser Ansatz erfordert eine effiziente Ausnutzung der innerbetrieblich vorhandenen Nährstoffe, damit bei umwelt- und ressourcenschonender Bewirtschaftung eine Optimierung von Ertrag und Qualität stattfinden kann (Stein-Bachinger et al. 2004). Daher sind nach Herrmann und Plakolm (1993) weitgehend geschlossene Nährstoffkreisläufe sowohl ökologisch als auch ökonomisch sinnvoll.

Dem Stickstoff, als wichtigstem ertragsbildender Faktor, gilt ein besonderes Augenmerk. Für Stein-Bachinger et al. (2004) ist es entscheidend, an welchen Stellen des Betriebes Stickstoffverluste minimiert bzw. ausgeschlossen werden können. Aufgrund der zu Ende gehenden Reserven an Phosphat in den Lagerstätten und Abbaugebieten (Werner 1998) und seiner Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit (Dietl et al. 2006), sollte auch dieser Nährstoff Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung sein. Mit dieser Ressource muss so schonend und effizient wie nur möglich umgegangen werden (Herrmann und Plakolm 1993). Herrmann und Plakolm (1993) führen in ihrer Arbeit auch an, dass es durch hohe Importe von Futtermitteln in den Betrieben zu einer Überdüngung mit organischem Dünger kommen kann. Die Folgen können Umweltprobleme (Eutrophierung), sowie eine Veränderung in der Zusammensetzung der Grasnarbe, bis hin zu Gesundheitsproblemen (insbesondere Fruchtbarkeitsstörungen) beim Vieh sein.

Auch Wieser (1996) macht darauf aufmerksam, dass durch einen verstärkten Zukauf von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln und der oft damit einhergehende Erhöhung des Tierbesatzes je ha Nutzfläche, vermehrt Nährstoffe in den Betriebskreislauf eingebracht werden, die wiederum zu unausgeglichenen Nährstoffbilanzen führen können (Wieser 1996).

Nach Anger et al. (1997) sollen 5 Kriterien zur Vermeidung von Nährstoffüberhängen beachtet werden:

- Eine hohe Flächenausstattung bzw. geringer Tierbesatz
- Reduzierung des Düngemittelimports
- gleichmäßiger und verlustarmer betriebsinterner Nährstoffrückfluss
- höchste Grundfutterleistung
- geringer und gezielter Einsatz der Zukaufsfuttermittel

In einer Nährstoffbilanz werden in einem zeitlich und räumlich definierten System die zugeführten und abgeführten Nährstoffmengen saldiert. Der Saldo einer Nährstoffbilanz gibt darüber Auskunft, ob das definierte System ausgeglichen (Saldo = null) oder unausgeglichen (Saldo = positiv oder Saldo = negativ) ist. Bei unausgeglichenem Saldo werden entweder mehr Nährstoffe in das System zugeführt als abgeführt (positiv), oder es werden mehr Nährstoffe aus dem System abgeführt als zugeführt (negativ; Stein-Bachinger et al. 2004).

Es gibt verschiedene anerkannte Möglichkeiten zur Berechnung einer Nährstoffbilanz. Diese unterscheiden sich in der Bezugsebene (Region, Gesamtbetrieb, Schläge, etc.) und in den Elementen der Ein- und Ausfuhr, welche bei der Bilanzierung berücksichtigt werden (Deposition, Biologische N₂-Fixierung, etc.). Weiters können zwei verschiedene Bilanzmethoden eingesetzt werden: die Import-Export-Bilanz und die Angebot-Entzug-Bilanz (Freyer und Percin 1996, Hege 1997, Pötsch 1998). Beide Methoden müssten

theoretisch auch zum gleichen Ergebnis führen. Häufig verwendete Bilanzen sind die Hoftorbilanz (Import-Export-Bilanz) und die Stall- sowie die Schlagbilanz (Angebot-Entzug-Bilanz).

Abhängig von der Verfügbarkeit und der Solidität der Datengrundlage kann die Genauigkeit der Bilanzergebnisse stark variieren. In bestimmten Bereichen ist eine direkte Messung bzw. eine Erhebung zu teuer, zu aufwändig oder einfach unmöglich. Dafür müssen geeignete Schätzverfahren eingesetzt werden, welche auf Basis einfach zu erhebender Daten für die Berechnung befriedigende Ergebnisse liefern. Eine notwendige Grundlage für dieses Schätzverfahren ist eine sorgfältige und umfassende Datendokumentation des untersuchten Betriebes (Stein-Bachinger et al. 2004).

3.6.1 Hoftorbilanz

Nach Guggenberger (2006) ist bei der Hoftorbilanz der landwirtschaftliche Betrieb als gesamte Einheit zu bewerten. Sie ist eine Saldo-Berechnung der zugeführten und abgeführten Nährstoffmengen im Gesamtbetrieb, wobei Lagerbestandsveränderungen im Betrieb eingerechnet und somit berücksichtigt werden (Fritsch 1997). Sie gilt somit als wichtiger Indikator für die Geschlossenheit der Nährstoffkreisläufe eines Betriebes (Freyer und Percin 1993, Koepf et al. 1989). Deshalb ist es möglich, mit Hilfe der Hoftorbilanz auch Rückschlüsse auf die Leistungsfähigkeit eines Betriebes zu ziehen (Koepf et al. 1989).

In der Literatur wird die Hoftorbilanz auch als Import-Export-Methode, Zufuhr-Wegfuhr-Bilanz, Input-Output-Bilanz oder Black-Box-Bilanz bezeichnet (Freyer und Percin 1996, Pötsch 1998).

Für Stein-Bachinger et al. (2004) ist der Vorteil der Hoftorbilanz, dass im Vergleich mit betriebsinternen Nährstoffbilanzen (z.B. Stall- od. Schlagbilanz) die Fehlerquellen bei der Kalkulation von Zu- und Verkäufen relativ gering sind. Nachteile sind die große Unsicherheit der Hoftorbilanz bei der Einschätzung der symbiotischen und asymbiotischen N-Bindung, und dass keine Aussagen über innerbetriebliche Verlustquellen getroffen werden können.

Nährstoffbilanzen müssen über einen längeren Zeitraum errechnet werden, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten (Koepf et al. 1987, Fritsch 1997, Stein-Bachinger et al. 2004).

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Interpretation der Ergebnisse von Hoftorbilanzen (nach Freyer und Percin, 1996).

Tabelle 1: Interpretation der Ergebnisse von Hoftorbilanzen nach Freyer und Percin (1996)

| Stickstoff-Bilanz | | Saldo in kg N/ha und Jahr |
|--------------------------|--|----------------------------------|
| stark überschüssig | | > 50 |
| schwach überschüssig | | > 10 bis 50 |
| ausgeglichen | | 10 bis -10 |
| schwach defizitär | | < -10 bis -50 |
| stark defizitär | | < -50 |
| Phosphor-Bilanz | | Saldo in kg P/ha und Jahr |
| stark überschüssig | | > 13 |
| schwach überschüssig | | > 4,5 bis 13 |
| ausgeglichen | | 4,5 bis -4,5 |
| schwach defizitär | | < -4,5 bis -13 |
| stark defizitär | | < -13 |
| Kalium-Bilanz | | Saldo in kg K/ha und Jahr |
| stark überschüssig | | > 42 |
| schwach überschüssig | | > 17 bis 42 |
| ausgeglichen | | 17 bis -17 |
| schwach defizitär | | < -17 bis -42 |
| stark defizitär | | < -42 |

3.6.2 Hoftorbilanzen in der Literatur

Pfeffer und Spiekers (1989) publizierten eine modellhafte N-Bilanzierung für Milchviehbetriebe. Dabei haben sie zwischen N-Import durch Futtermittel und N-Export durch Milch und Verkaufstiere bilanziert. Die Autoren haben Modelle für Betriebe mit Kalbinnenaufzucht, sowie für Betriebe die all ihre Kälber verkaufen, berechnet. Durch die steigende Milchleistung waren Anpassungen im Kraft- und Grundfutteraufwand sowie im Proteingehalt der Milch notwendig. Außerdem haben die beiden Autoren in ihrem Konzept keine gasförmigen N-Verluste durch Lagerung und Ausbringung von Dünger sowie durch die Stallhaltung angenommen. Unter diesen genannten Voraussetzungen berechnen Pfeffer und Spiekers (1989), dass Milchviehbetriebe, sowohl mit als auch ohne Aufzucht der Kälber, bereits bei einer mittleren Milchjahresleistung von 5.000 kg pro Kuh eine ausgeglichene Bilanz erreichen können.

10 Jahre später berechneten Kühbauch und Anger (1999) mit ihrem Modell, dass eine ausgeglichene Hoftorbilanz bei 7.911 kg Milch pro Kuh und Jahr erreicht wird. Der Modellansatz dieser Autoren verfolgte die Maximierung des Milchertrages unter Berücksichtigung einer ausgeglichenen N-Hoftorbilanz. Die Nährstoffspielräume von N für den Grünlandbetrieb mit Milchproduktion sind für Kühbauch und Anger (1999) ausschlaggebend für diese Funktion. Dieser "Nährstoffspielraum" wird von den Autoren als Differenz zwischen Nährstoffexport durch die Verkaufsprodukte, und Nährstoffimporte durch zugekaufte Produkte definiert. Kühbauch und Anger (1999) verwenden ihr Modell dafür, dass die Modellbetriebe den Nährstoffspielraum, der sich aus der Grundfutterleistung ergibt, möglichst vollständig in Form von Kraftfutterzukauf für die Milchkühe nutzen und damit den Output je Kuh steigern. Die Autoren errechneten, dass bei einer guten Grundfutterleistung von 5.000 kg Milch pro Kuh und Jahr und bei einem angenommenen Tierbesatz von 1,6 Kühen je ha, 2.911 kg Kraftfutter je Kuh und Jahr importiert werden können. Kühbauch und Anger (1999) errechneten somit bei einer ausgeglichenen N-Hoftorbilanz eine Milchleistung von 7.911 kg je Kuh und Jahr (angenommene Kraftfuttereffizienz von 100 %). Sie merkten jedoch an, dass dies nur mit hoher Grundfutterqualität bei gleichzeitig effizientem innerbetrieblichem Umgang mit den Nährstoffen erreicht werden kann. Außerdem ist die Hoftorbilanz nur für den Nährstoff N ausgeglichen, für die Nährstoffe P, K, und Magnesium entstehen bei diesem Modell sehr wohl Überschüsse.

Beachtet werden muss auch, dass sowohl Pfeffer und Spiekers (1989) als auch Kühbauch und Anger (1999) bei Ihrer Hoftorbilanz nur den Futtermittelzukauf für den

Nährstoffimport und den Verkauf von tierischen Produkten für den Nährstoffexport berücksichtigt haben.

Ruttnig (2007) berechnete in ihrer Diplomarbeit für den landwirtschaftlichen Schulbetrieb der HBLA Ursprung/Elixhausen, welcher im Flachgau liegt und biologisch bewirtschaftet wird, eine einfache, nach Stein-Bachinger et al. (2004) modifizierte Hoftorbilanz für die Nährstoffe N, P und K, und zusätzlich saldierte sie in ihrer Arbeit auch noch eine erweiterte Hoftorbilanz für N, wieder modifiziert nach Stein-Bachinger et al. (2004) (Tabelle 2). In der erweiterten Hoftorbilanz für N wurden die symbiotische und asymbiotische N₂-Bindung sowie die Immission und die Denitrifikation berücksichtigt. Mineralisation und Immobilisation wurden in ihrer Bilanzierung nicht berücksichtigt, da es sich hierbei nicht direkt um Zufuhr- bzw. Abfuhrgrößen handelt, sondern um sogenannte Verlagerungsprozesse. Der Berechnungszeitraum betrug 3 Jahre, wobei Ruttnig (2007) sowohl jedes Jahr separat, als auch den Durchschnitt des gesamten Untersuchungszeitraums saldierte.

Tabelle 2: Ergebnis der einfachen N-, P- und K-Bilanzen des Biobetriebes Ursprung/Elixhausen (Ruttnig 2007)

| | N (erweiterte Methode) | N (einfache Methode) | P | K |
|------------------------------|------------------------------|----------------------------|-----|-----|
| Input (kg/ha und Jahr) | 92,9 | 21,0 | 7,0 | 9,1 |
| Output (kg/ha und Jahr) | 43,1 | 23,2 | 4,9 | 6,0 |
| Bilanzsaldo (kg/ha und Jahr) | 49,8 | -2,2 | 2,1 | 3,1 |

Der Betrieb Ursprung/Elixhausen verfügt über 15,63 ha Acker und 21,51 ha Wiesen. Während des Zeitraumes der Berechnung wurden am Betrieb zwischen 26,1 und 32,3 GVE (1 GVE = 500 kg LM) gehalten. Die Milchkühe wurden mit Grassilage ad libitum gefüttert. Zusätzlich wurden den Milchkühen ca. 2 kg Heu und bis zu maximal 7 kg Kraftfutter (180 g XP pro kg FM), abhängig von der Milchleistung, angeboten. In den weidefähigen Monaten (April bis September) stand den Tieren tagsüber eine Standweide (5-8 ha) zur Verfügung.

Als Hauptfaktoren für den Import an N in den Betrieb ist zu 50 % die symbiotische N-Bindung verantwortlich. Insgesamt hatten die N-Importe über nicht beeinflussbare Faktoren (symbiotische und asymbiotische N₂-Bindung und Immission) einen Anteil von 76 % am N-Import in den Betrieb. Bei P hatte der Futtermittelzukauf den größten Importanteil mit 46 %, dicht gefolgt vom Düngemittelzukauf, der 44 % am gesamt P-Import ausmachte. K wird laut Rutnig (2007) hauptsächlich über den Futtermittel- und Einstreuzukauf in den Betrieb importiert. Der Export von N, P und K erfolgte hauptsächlich über tierische Produkte (44 %, 81 %, 79 %). Bei N wird jedoch das meiste über die Denitrifikation (46 %) exportiert.

4 Material und Methoden

Wie eingangs bereits erläutert, hat die vorliegende Arbeit das Ziel, die THG-Emissionen von einem in Österreich für die Region Flachgau typischen Biobetrieb unter verschiedenen Modellsituationen zu ermitteln. Hierfür ist es wichtig, zu Beginn einer Berechnung von THG-Emissionen die Systemgrenzen zu definieren. In dieser Arbeit erfolgt eine Analyse der Primärerzeugung von Kuhmilch. Die Analyse endet mit der Abholung der Milch am landwirtschaftlichen Betrieb durch den Verarbeiter. Bei den Betrieben wird angenommen, dass sie ausschließlich Milch produzieren; es werden keine Kalbinnen zur Zucht aufgezogen und anschließend verkauft, sondern nur jene weiblichen Kälber am Betrieb aufgezogen, die für die Remontierung benötigt werden. Alle männlichen Kälber werden im Alter von 3 Monaten verkauft. Der größte österreichische Bioverband (Bio Austria) schreibt in seinen Produktionsrichtlinien vor, Kälber mindestens 3 Monate mit Milch zu versorgen (Bio Austria 2010). Die Tiere werden einheitlich über alle Modellbetriebe in einem Laufstall mit Liegeboxen gehalten. Die Entmistung der planbefestigten Böden erfolgt mit dem Schrapper. Die Betriebe produzieren nur das eigene Grundfutter (Grünfutter, Silage, Heu). Alle sonstigen Futtermittel für die Versorgung der Rinder werden in den Betrieb importiert. Die Nährstoffgehalte der einzelnen Futtermittel, die definierten Kriterien, sowie die maximalen Mengen wurden von Wiesinger (2007) abgeleitet.

4.1 Überprüfung des Arla-Programmes bezüglich Übertragbarkeit auf ein österreichisches Produktionssystem

4.1.1 Herangehensweise und Hintergrund

Dalgaard und Schmidt (2012) programmierten in Zusammenarbeit mit dem Molkereikonzern ARLA - einer schwedisch-dänisch-deutschen Molkereigenossenschaft - ein Programm zur Bilanzierung der THG-Emissionen entlang des Lebenszyklus der Milch bis zum Hoftor. Mit diesem Programm können die THG-Emissionen sowohl auf nationaler als auch auf betrieblicher Ebene bilanziert werden. Jedoch wurde dieses Programm speziell für dänische und schwedische Gegebenheiten programmiert. Aus diesem Grund war es notwendig die Übertragbarkeit der in diesem Programm definierten Zusammenhänge und Bedingungen für die in Österreich vorherrschenden Gegebenheiten zu überprüfen. Um dem gerecht zu werden und die Anwendbarkeit dieses Programmes für die österreichischen Verhältnisse zu belegen, wurde das Produktionssystem „upland organic (PS Uorg)“ aus Hörtenhuber et al. (2010) mit dem ARLA-Programm berechnet und mit den Ergebnissen in der Publikation von Hörtenhuber et al. (2010) verglichen.

4.1.2 Anpassung an die österreichische Situation

Wie bereits oben erklärt, wurde das Programm für zwei skandinavische Länder entwickelt. Deswegen war es notwendig, Werte, welche für die Berechnung benötigt wurden, an österreichische Verhältnisse anzupassen. Wie in Tabelle 3 ersichtlich, wurden im Arla-Programm die Werte des Tabellenblattes „DB (generic)“, die den Dünger betreffen, anhand der Datengrundlage Sachgerechte Düngung (2006) den österreichischen Verhältnissen angepasst. Des Weiteren wurden auch die Werte des Tabellenblattes „DB (farm,country)“, die den Dünger betreffen, nach der Datengrundlage Sachgerechte Düngung (2006) modifiziert. Dies ist in Tabelle 4 dokumentiert.

Tabelle 3: Tabellenblatt „DB(generic)“: Anpassung der Werte an die österreichischen Verhältnisse.

| Zeile | Parameters | Unit | Value (SE/DK) | Wert (AUT) |
|--------------|--|-----------------------------|----------------------|-------------------|
| 36 | N content in 'Liquid/slurry' | kg N/tons | 5,75 | 3,90 |
| 37 | N content in 'Solid manure' | kg N/tons | 5,55 | 5,28 |
| 38 | N content in 'Deep litter' | kg N/tons | 7,20 | 5,20 |
| 39 | P to N ratio in cattle solid manure + liquid/slurry manure | kg P kg N ⁻¹ | 0,18 | 0,51 |
| 40 | P to N ratio in cattle deep litter | kg P kg N ⁻¹ | 0,23 | 0,95 |
| 42 | K to N ratio in cattle solid manure + liquid/slurry manure | kg K kg N ⁻¹ | 0,94 | 1,67 |
| 43 | K to N ratio in cattle deep litter | kg K kg N ⁻¹ | 1,17 | 2,06 |
| 47 | Ammonium – N content in manure – N (slurry) | NH ₄ -N/manure-N | 0,58 | 0,50 |
| 48 | Ammonium – N content in manure – N (solid) | NH ₄ -N/manure-N | 0,25 | 0,15 |

Tabelle 4: Tabellenblatt „DB (farm,country)“: Anpassung der Werte an die österreichischen Verhältnisse.

| Zeile | Parameters | Unit | Value (SE/DK) | Wert (AUT) |
|--------------|--|----------------|----------------------|-------------------|
| 4 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Barley | kg N ha-1 yr-1 | 156 | 120 |
| 5 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Wheat | kg N ha-1 yr-1 | 198 | 130 |
| 6 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Oat | kg N ha-1 yr-1 | 125 | 100 |
| 7 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Permanent grass | kg N ha-1 yr-1 | 170 | 120 |
| 8 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Maize ensilage (sic!) | kg N ha-1 yr-1 | 130 | 160 |
| 9 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Rotation grass | kg N ha-1 yr-1 | 284 | 180 |
| 10 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Other crops | kg N ha-1 yr-1 | 199 | 100 |
| 11 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Barley | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 55 |
| 12 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Wheat | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 55 |
| 13 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Oat | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 55 |
| 14 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Permanent grass | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 65 |
| 15 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Maize ensilage (sic!) | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 90 |

| Zeile | Parameters | Unit | Value (SE/DK) | Wert (AUT) |
|-------|---|----------------|---------------|------------|
| 16 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Rotation grass | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 70 |
| 17 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Other crops | kg P ha-1 yr-1 | 40 | 55 |
| 18 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Barley | kg K ha-1 yr-1 | 127 | 80 |
| 19 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Wheat | kg K ha-1 yr-1 | 168 | 80 |
| 20 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Oat | kg K ha-1 yr-1 | 95 | 80 |
| 21 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Permanent grass | kg K ha-1 yr-1 | 140 | 170 |
| 22 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Maize silage | kg K ha-1 yr-1 | 100 | 225 |
| 23 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Rotation grass | kg K ha-1 yr-1 | 254 | 205 |
| 24 | Fertiliser recommendation or regulative max norm; Other crops | kg K ha-1 yr-1 | 149 | 80 |
| 25 | Manure: Efficiency of N-containing material relative to synthetic N | fraction | 0,7 | 0,7 |
| 26 | Deep litter: Efficiency of N-containing material relative to synthetic N | fraction | 0,45 | 0,4 |

4.1.3 Berechnung von PS U_{org} (nach Hörtenhuber et al., 2010)

Nachdem die Anpassungen an das österreichische System vorgenommen wurden, wurden anschließend die Daten aus Hörtenhuber et al. (2010) in das Arla-Programm eingegeben. Aufgrund der Nachvollziehbarkeit wird im folgenden Kapitel identisch nach dem Arla-Programm schrittweise vorgegangen und dabei erläutert, welche Daten eingegeben wurden.

Alle Eingaben, die grundsätzlich möglich gewesen wären, aber nicht beschrieben oder erwähnt werden, sind im Arla-Programm aus den Berechnungen ausgeschlossen. Das bedeutet, es wurde entweder ein Wert von „0“ eingegeben oder die Auswahl „no“ getroffen.

Step 1: Basic information on farm, period and calculation

Als Modell für die Berechnungen wurde im Arla-Programm das IDF-Modell verwendet. Das Arla-Programm ermöglicht eine Auswahl von vier verschiedenen Modellen: ISO 14040/44 consequential, Average/allocation attributional, sowie PAS2050 und IDF (International dairy federation). Die LCA-Ansätze von PAS2050 und IDF sind mit kleinen Abweichungen (Hörtenhuber 2013a) dem „attributional“-Ansatz in Hörtenhuber et al. (2010) sehr ähnlich.

- Hörtenhuber et al. (2010) berücksichtigten für eine Änderung beim Kraftfutteranteil einen Humusauf- oder abbau. IDF sieht weder für Grundfutter noch für Kraftfutter eine Änderung des Humus im Carbon Footprint vor.
- Hörtenhuber et al. (2010) rechneten bei bestimmten Futtermitteln mit kalorischer Allokation über den Brennwert, während IDF eine ökonomische Allokation vorschlägt. Die kalorischen Allokationen sind somit relativ konstant, weil die Inhaltsstoffe weltweit relativ konstant sind. Hingegen können die ökonomischen Allokationen von Land zu Land und temporär unterschiedlich sein. Die Allokationen in Arla sind mit dänischen Preisen bzw. Weltmarktpreisen hinterlegt. Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich dabei nicht um Preise für Produkte aus biologischer Landwirtschaft handelt. Dies stellt jedoch nicht wirklich ein Problem dar, weil es sich bei den eingesetzten Futtermitteln in dieser Arbeit nicht um Nebenprodukte aus der

Industrie, sondern um Getreide handelt. Und als Nebenprodukt von Getreide fällt das Stroh an, welches bezüglich einer Allokation sowohl kalorisch als auch ökonomisch eine untergeordnete Rolle spielt.

- Hörtenhuber et al. (2010) allozieren Emissionen nicht wie das IDF-Modell auf Milch und Fleisch, sondern berücksichtigen auf physikalischer Basis individuell für jedes Betriebs- oder Produktionssystem die Aufzucht und die Koppelprodukte Fleisch mit.
- Im Gegensatz zu PAS2050 verfolgt das IDF-Modell eher den zentraleuropäischen Ansatz einer LCA, weshalb dieses Modell den Vorzug erhalten hat.

Die Vergleichsberechnungen erfolgten im Arla-Programm inklusive der Waren, Dienstleistungen und der direkten und indirekten Landnutzungsänderungen ("land use change").

Step2: Farm data

Der Verbrauch an Diesel am Betrieb für Transport, Bewirtschaftung, etc. wird nach folgendem Schema berechnet: 61,9 Liter Diesel pro Kuh und Jahr für das Grünland und 20,5 Liter Diesel pro Kuh und Jahr für das Ackerland. Der Verbrauch für die Kalbinnen wird mittels Jahresverbrauch an MJ gerechnet. Hörtenhuber et al. (2010) nahmen an, dass eine Milchkuh 35.276 MJ im Jahr benötigt. Eine Kalbin benötigt für die Aufzucht (28 Monate Erstkalbealter) 31.000 MJ (Hörtenhuber 2013b). Daraus ergibt sich ein Dieserverbrauch am Betrieb von 3.051 Litern.

Für die Berechnung der benötigten Strommenge von 9.750 kWh wurden 0,05 kWh je kg produzierter Milch angenommen (Hörtenhuber et al. 2010).

Step3: Field specific data

Tabelle 5: Fläche und Ertrag nach Hörtenhuber et al. (2010)

| Kultur | Fläche ha | Ertrag kg Frischmasse/ha |
|---------------|----------------------|-------------------------------------|
| Gerste | 1,86 | 4.032 |
| Weizen | 0,87 | 4.278 |
| Hafer | 1,37 | 2.364 |
| Grasland | 21,84 | 44.444 |
| Feldfutter | 1,37 | 48.571 |
| Summe | 27,3 | |

Hörtenhuber et al. haben in ihren Berechnungen festgelegt, dass der Betrieb auf seinen Ackerflächen Klee, Gerste, Weizen und Ackerbohne kultiviert. Jedoch ist im Arla-Programm die Feldfrucht Ackerbohne nicht hinterlegt. Deshalb musste für Ackerbohne mit einer anderen Feldfrucht gerechnet werden, die im Programm auch hinterlegt war. Als Ersatzfeldfrucht wurde die Kultur Hafer verwendet. Am Ende der Berechnungen wurden die Ergebnisse mittels Korrekturfaktor dahingehend berichtigt, dass in den Berechnungen Hafer statt Ackerbohne verwendet wurde.

Step 4: Herd: Dairy cows

Hörtenhuber et al. (2010) rechnen beim PS Uorg mit einer Laktationsleistung von 6500 kg Milch (4,2 %Fett und 3,6 % Eiweiß). Die Besatzdichte beträgt 1,1 Kühe pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (betriebseigen). Die Lebensleistung in diesem Produktionssystem nehmen Hörtenhuber et al. (2010) mit 23.650 kg an. Dies entspricht einer Nutzungsdauer von 3,64 Jahren bzw. 43,7 Monaten. Daraus errechnet sich eine Remontierungsrate von 8,2 Tieren pro Jahr, bei einem Betrieb mit 30 Kühen. Aufgrund eines Anteils von Zeit, die auf der Weide verbracht wird, von 16 % am Jahreszeitbudget, befinden sich die Tiere zu 84 % im Stall.

Die Kühe werden nach Amon et al. (2007) nach dem jeweiligen Anteil wie sie in Österreich gehalten werden, in die Haltungssysteme wie in Tabelle 6 ersichtlich, aufgeteilt.

Tabelle 6: Aufteilung der Kühe nach den Haltungssystemen in Österreich (Amon et al. 2007)

| Haltungssystem | % Anteil |
|----------------------------------|----------|
| Zweibuchten Laufstall | 8 % |
| Liegeboxen mit Spaltenboden | 13 % |
| Liegeboxen mit Schrappertmistung | 12 % |
| Anbindehaltung Mist und Jauche | 53 % |
| Anbindehaltung Güllesystem | 14 % |

Step 5: Heifers (from newborn to birth of 1st calf)

Die Anzahl der Kalbinnen, welche auf dem Betrieb vorhanden sind, ergibt sich aus dem Erstkalbealter (28 Monate) und der Nutzungsdauer der Kühe (43,7 Monate). Bei einem Geschlechtsverhältnis der Kälber von 50:50 werden 7 weibliche Kälber nicht aufgezogen sondern verkauft. Auch die Kalbinnen verbringen vom Jahreszeitbudget insgesamt einen Anteil von 16 % auf der Weide und sind somit wie auch die Kühe zu 84 % im Stall.

Die Kalbinnen werden prozentuell nach Amon et al. (2007) in die jeweiligen Haltungssysteme wie in Tabelle 7 ersichtlich aufgeteilt:

Tabelle 7: Verteilung der Kalbinnen nach den Haltungssystemen in Österreich (Amon et al. 2007)

| Haltungssystem | % Anteil |
|-----------------------------------|-------------|
| Zweibuchten Laufstall | 28 % |
| Boxenlaufstall Spaltenboden | mit 21 % |
| Anbindehaltung Mist und Jauche | 41 % |
| Anbindehaltung Güllesystem | 10 % |

Step 6: Herd: Bull calves (from newborn to approx. 1-3 months)

Die Anzahl der Stierkälber (3 Stück), die sich durchschnittlich ständig auf dem Betrieb befinden, errechnet sich wie folgt:

$$30 * 0,5 / 12 * 3$$

30 – Anzahl der jährlich geborenen Kälber (30 Kühe)

0,5 – männliche Kälber

12 – Anzahl der Monate im Jahr

3 – Gesetzlich vorgeschriebene Tränkezeit der Kälber bei biologischer Haltung (in Monaten)

Das Haltungssystem bei den Stierkälbern ist ebenfalls von Amon et al. (2007) abgeleitet. Somit werden 95 % der männlichen Kälber in sogenannten Einraumbuchtenlaufställen und 5 % in Zweibuchtenlaufställen mit Einstreu und Spaltenboden gehalten. Bei Stierkälbern sieht das Programm keine weitere Differenzierung vor.

Step 9: Feed import

Nach Hörtenhuber (2013b) werden im PS U_{org} (Hörtenhuber et al. 2010) 14.889 kg Frischmasse (FM) Gerste, 6.226 kg FM Weizen und 5.955 kg FM Ackerbohne in den Betrieb importiert. Das Produkt Ackerbohne ist im Arla-Programm nicht hinterlegt. Deshalb wurden die 5.955 kg Ackerbohne im Programm als Hafer gerechnet. Am Ende der Berechnungen wurde das Ergebnis mit einem Korrekturfaktor (+0,034 kg CO₂-eq, Hörtenhuber 2013c) berichtigt.

4.1.4 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Tabelle 8: Gegenüberstellung der Ergebnisse des Arla-Programms mit Hörtenhuber et al. (2010)

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Crop cultivation | Total | Hörtenhuber et al. (2010) | Hörtenhuber et al. (2010) / Total |
|---|-------------|---------------------------|------------------|-------------|---------------------------|-----------------------------------|
| Farm emissions | | | | | | |
| CH ₄ CO ₂ , enteric fermentation | 0,40 | 0,14 | 0,00 | | | |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,061 | 0,018 | 0,000 | | | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,040 | 0,017 | 0,203 | 0,8776 | | 0,9807 |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | | | | |
| Inputs to own feed production (fertiliser, iLUC, utilisation of straw for energy) | 0,000 | | | | 0,000 | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,043 | | | | 0,019 | |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,004 | | | | 0,000 | |
| Purchased manure and live animals (allocated animal activities) | 0,000 | | | | 0,000 | |
| Fuels incl. combustion | 0,044 | | | | 0,031 | |
| Electricity | 0,029 | | | | 0,023 | |
| Transport | 0,005 | | | | 0,000 | |
| Destruction of fallen cattle incl. subst. energy | 0,000 | | | | 0,000 | |
| Farm, capital goods and services | 0,084 | | | 0,2087 | 0,0840 | 0,1565 |
| Substituted beef system (incl. capital goods and services) | | | | | | |
| Direct emissions and upstream emissions | 0,00 | | | 0,0000 | 0,1339 | 0,1339 |
| Carbon footprint, Substituted feed Hörtenhuber et al. 2010 (Hörtenhuber 2013c) | | | | | | |
| Hay instead of silage | 0,0024 | | | | | |
| Pasture instead of silage | -0,0115 | | | | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0005 | | | -0,0096 | | |
| Enteric Fermentation, substituted feed Hörtenhuber et al. 2010 (Hörtenhuber 2013c) | | | | | | |
| Hay instead of silage | -0,0245 | | | | | |
| Pasture instead of silage | 0,0069 | | | | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0345 | | | 0,0169 | | |
| soil organic carbon food print (Hörtenhuber 2013c) | | | | | | |
| Humus accumulation | | | | | -0,0168 | -0,0168 |
| Total | | | | 1,09 | | 0,99 |

Hörtenhuber et al. (2010) errechnen in Summe bei den „farm emissions“ 0,9807 kg CO₂-eq je kg ECM. Das Programm von Arla errechnet für die „farm emissions“ einen Wert von 0,8776 kg CO₂-eq je kg ECM. Somit berechnet das Arla-Programm für die „farm emissions“ um 0,1031 kg CO₂-eq je kg ECM weniger als Hörtenhuber et al. (2010). Das lässt sich zum Teil dadurch begründen, dass für diesen Vergleich mit der IDF Methode im Programm von Arla gerechnet wurde. Hörtenhuber et al. verwendeten nicht den IDF Ansatz, sondern - wie zu Beginn erklärt - zwar einen ähnlichen, aber nicht identen Ansatz.

Werden jedoch die Werte für eine Vergleichbarkeit entsprechend korrigiert (Hörtenhuber 2013c), so wird die errechnete Differenz doch deutlich verringert. IDF berücksichtigt bei der Berechnung die Koppelprodukte bereits in den Ergebnissen Milch und Fleisch „at farm gate“. In Zahlen ausgedrückt, reduziert sich die Differenz somit von 0,1031 kg CO₂-eq auf 0,0213 kg CO₂-eq je kg ECM. Die 0,0213 kg CO₂-eq je kg ECM entsprechen 1,95 % vom Gesamtergebnis (1,09 kg CO₂-eq je kg ECM).

Hörtenhuber et al. 2010 berücksichtigen für Ihre Berechnungen auch die sogenannte Humusakkumulation für den Kraftfutteranteil, nicht jedoch für Grundfutter. Der IDF Standard berücksichtigt hingegen Humusakkumulation weder für Kraftfutter noch für Grundfutter, weshalb die berechnete Humusakkumulation von Hörtenhuber et al. (2010) für die Vergleichbarkeit abgezogen werden muss.

Nachdem im Arla-Programm für Grundfutter nur Silage zur Verfügung steht, musste auch hier eine Anpassung erfolgen. Deshalb wurde sowohl für die Fütterung von Heu als auch für die Weide mit einem Korrekturwert (Hörtenhuber, 2013c) gerechnet. Dies ist in Tabelle 8 detailliert angeführt.

Wie bereits eingangs erwähnt, ist auch für den Einsatz von Ackerbohne die gleiche Vorgehensweise notwendig. Dies bedeutet, dass im Arla-Programm die THG-Bilanz mit Hafer, als eingesetztem Futtermittel, anstatt mit Ackerbohne, berechnet wird. Zum Schluss wird auch diese Vereinfachung mit einem errechneten Wert (Hörtenhuber, 2013c) korrigiert. Diese Werte können ebenfalls aus Tabelle 8 entnommen werden.

Erwähnenswerte Unterschiede lassen sich im Ergebnis bei den „Upstream emissions“ finden. Wie in Tabelle 8 ersichtlich, ist in der Kategorie „Imported Feed inputs, incl. ILUC“ eine Differenz von 0,014 kg CO₂-eq je kg ECM ausweisbar, des Weiteren in der Kategorie „Fuels incl. combustion“ eine Differenz von 0,013 kg CO₂-eq je kg ECM, jedoch können diese Teilergebnisse nicht miteinander verglichen werden. Die Gründe dafür sind, dass das Arla-Programm nicht über alle in Hörtenhuber et al. (2010) benötigten Berechnungsgrundlagen verfügt. Hier sind vor allem Heu und Ackerbohne nennenswert – weshalb es in den einzelnen Unterpunkten zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen

kann. Deshalb muss das Endergebnis des Arla-Programms mit dem Wert aus Hörtenhuber et al. (2010) verglichen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Arla-Programm sehr wohl für die Berechnungen von (Bio) Betrieben in Österreich geeignet ist, jedoch mit der Einschränkung, dass bestimmte Teilergebnisse mit Hilfe von Korrekturwerten abgeändert werden müssen. Dies ist erforderlich, um den österreichischen Verhältnissen bestmöglich entsprechen zu können.

4.2 Rationsberechnung

Die Rationsberechnung erfolgte mit dem EDV-Programm Super-Ration von Gsöls et al. (s.a.). Dies ist ein praxisorientiertes Programm zur Berechnung von Futterrationen für Milchkühe. Die Einstellungen wurden nach Wiesinger (2007) vorgenommen. Die Basisdaten, welche zu Beginn eingestellt werden mussten, sind in der Tabelle 9 angegeben (Wiesinger 2007).

Tabelle 9: Basisdaten der Rationsberechnungen

| | |
|--|---|
| Rasse | Fleckvieh |
| Lebendgewicht | 700 kg |
| Geschätzte Laktationsleistungen; Varianten | 5.000, 6.000, 7.000 bzw. 8.000 kg Milch |
| Rationstyp; Varianten | Grundfutter Qualität hoch bzw. niedrig |
| Max. Krafffuttergrenze; Varianten nach Laktationsleistungen | 6, 7 bzw. 8 kg FM |
| Laktation | 3. Laktation |
| Laktationsabschnitt | Gesamte Laktation |
| Trächtig ab | 120 Tage |
| Fett % in Milch | Beginn 3,8 %, Ende 4,2 % |
| Eiweiß % in Milch | Beginn 3,2 %, Ende 3,6 % |
| RNB - Untergrenze | Tagesmilchleistung (kg) - 50 |
| RNB - Obergrenze | 50 |

Für die Berechnungen wurden zwei verschiedene Grundfuttermationen angenommen, die die Verhältnisse im Flachgau repräsentieren sollten. Diese unterschieden sich in der Qualität des Grundfutters waren hinsichtlich Zusammensetzung jedoch identisch. Die Rationen wurden von Wiesinger (2007) abgeleitet. Bei der Ration „Grünland hoch“ wurde von einer optimalen Heu- und Silagequalität ausgegangen. Für die Ration „Grünland niedrig“ wurde eine qualitativ niedrigere Heu- und Silagequalität angenommen. Der Schnitzeitpunkt der Leitgräser lag sowohl für die Ration „Grünland hoch“ bei Silage, als auch bei Heu im Wuchsstadium Ähren- Rispschieben. Der Schnitzeitpunkt für die Ration „Grünland niedrig“ lag bei der Silage Mitte bis Ende Blüte. Das Heu wurde erst gemäht, wenn es bereits überständig war

Tabelle 10: Zusammensetzung und Nährstoffgehalte der Grundfuttermationen

| Rationstyp | Grünland hoch | Grünland niedrig |
|---------------------------------------|---|---|
| Rationszusammensetzung | 70 % Grassilage 30 % Heu | 70 % Grassilage 30 % Heu |
| Nährstoffgehalt (je kg TM) | 5,95 MJ NEL 153 g XP 133 g nXP 3 g RNB | 5,28 MJ NEL 131 g XP 120 g nXP 2 g RNB |

Die maximalen Mengen an Krafffutter wurden der Arbeit von Wiesinger (2007) entnommen. Darin wurden die Krafffuttermengen unter Einhaltung der rechtlichen Vorschriften in Abhängigkeit von Leistungsniveau und Grundfutterqualität, berechnet. Die maximalen Krafffuttermengen pro Tag sind in Tabelle 11 ersichtlich.

Tabelle 11: Krafffuttergrenzen (kg FM) nach Leistungsniveau und Grundfutterqualität

| Leistung (kg Milch) | Grünland hoch kg FM | Grünland niedrig kg FM |
|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|
| 5.000 | 6 | 6 |
| 6.000 | 6 | 7 |
| 7.000 | 7 | 8 |
| 8.000 | 8 | 8 |

Für das Krafffutter wurden zwei verschiedene Mischungen angenommen, eine energiebetonte und eine proteinbetonte. Wobei das eiweißbetonte Krafffutter ausschließlich aus Ackerbohne bestand. Die energiebetonte Krafffuttermischung setzte sich aus 40 % Weizen, 30 % Gerste und 30 % Mais zusammen. Für die Berechnungen wurden immer die gleichen Krafffuttermischungen eingesetzt. Die Zusammensetzung und die sich daraus ergebenden Nährstoffgehalte sind in Tabelle 12 ablesbar. Die resultierenden Nährstoffgehalte wurden dem Programm Super-Ration entnommen.

Tabelle 12: Bezeichnung, Zusammensetzung und Nährstoffgehalte der Konzentratfuttermischungen

| Rationstyp | Energieresches Konzentratfuttermittel | Eiweißreiches Konzentratfuttermittel |
|---------------------------------------|---|--|
| Rations- zusammensetzung | 40 % Weizen 30 % Gerste 30 % Mais | 100% Ackerbohne |
| Nährstoffgehalt (je kg TM) | 5,92 MJ NEL 153 g XP 133 g nXP 3 g RNB | 5,28 MJ NEL 298 g XP 195 g nXP 17 g RNB |

Um eine vollständige N-, P- und K-Bilanz zu erstellen, mussten die Milchviehrationen, welche für die THG-Bilanz berechnet wurden, mit Phosphor bedarfsgerecht ausgeglichen werden. Bei den berechneten Rationen mit dem Programm Super-Ration gab es eine Differenz zwischen der erreichbaren Milchmenge mit dem Phosphor aus der Gesamtration und der tatsächlich erzeugten Menge von 1 bis 6 kg Milch pro Kuh und Tag, abhängig von Leistung und Grundfutterqualität. Dieses Defizit wurde mit Monokalziumphosphat ausgeglichen (GfE 2001, S. 81).

4.3 Betriebliche Kennzahlen

Damit die modellierten Betriebe auch jene Betriebe im Flachgau widerspiegeln, wurden für die betrieblichen Kennzahlen die Daten aus INVEKOS verwendet. Um Verzerrungen der Ergebnisse durch sehr große bzw. sehr kleine Betriebe zu vermeiden, wurden die nach GVE-Bestand größten 2 % sowie die kleinsten 2 % der Betriebe aus dem Datensatz entfernt. Die 2 % Grenze wurde aus praktischen Gründen gewählt. Bei einer Normalverteilung sind innerhalb von 2 Standardabweichungen 95,45 % aller Werte im Konfidenzintervall enthalten. Dies bedeutet, dass 4,55 % aller Werte und somit 2,275 % der Werte über und unter der Standardabweichung liegen. Nachdem der INVEKOS Datenpool eine Excel Datei ist, war es nur möglich die oberen und unteren 2 % der

Betriebe zu filtern und anschließend aus dem Datenpool zu entfernen. Zusätzlich wurden Betriebe, welche keine Quote (A-, D- oder Alm-Quote) besitzen, ebenso aus dem Datenpool genommen.

Berechnung der Leistungsklassen:

Für die Berechnung der Leistungsklassen wurde zuerst die Lieferleistung je Kuh ermittelt. Dafür wurde die gesamte Quote (A-plus D-plus Alm-Quote) durch die Gesamtkuhzahl dividiert. Anschließend erfolgte die Berechnung der Laktationsleistung, indem zur Lieferleistung je Kuh die Futtermilch für die Kälberaufzucht (645 Liter), die Milch für den Eigenverbrauch (62,5 Liter) und die Verlustmilch (41,8 Liter) hinzugerechnet wurden. In Summe wurden 749,3 Liter je Kuh und Jahr zur Lieferleistung hinzugerechnet (Hörtenhuber 2013b). Danach wurde die Lieferleistung in 4 Leistungsklassen, wie in Tabelle 13 ersichtlich, unterteilt:

Tabelle 13: Einteilung der Leistungsklassen nach Laktationsleistung

| Leistungsklasse (kg Milch) | Laktationsleistung | |
|---------------------------------------|---------------------------|-------------------|
| | von (kg Milch) | bis (kg Milch) |
| 5.000 | 4.500 | 5.499 |
| 6.000 | 5.500 | 6.499 |
| 7.000 | 6.500 | 7.499 |
| 8.000 | 7.500 | 8.499 |

Aus den ermittelten Leistungsklassen wurden nun die wichtigsten betrieblichen Kennzahlen aus den INVEKOS Daten entnommen.

In Tabelle 14 sind die Anzahl der Betriebe, die sich in diesem Leistungssegment befinden, ersichtlich. Es muss jedoch beachtet werden, dass die 2 % größten und 2 % kleinsten Betriebe nicht mehr in dieser Auswertung enthalten sind.

Tabelle 14: Anzahl der Betriebe nach den Leistungsklassen für die Datenauswertung

| Leistungsklasse | 5.000 | 6.000 | 7.000 | 8.000 |
|------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Anzahl Betriebe (n) | 84 | 114 | 70 | 27 |

In Tabelle 15 kann die durchschnittliche Laktationsleistung je Betrieb nach den verschiedenen Leistungsklassen abgelesen werden. Für die Berechnungen wurden die Median-Werte verwendet.

Tabelle 15: Laktationsleistung je Leistungsklasse in kg Milch gemäß INVEKOS

| Leistungsklasse | MEDIAN | MINIMUM | MAXIMUM | MITTELWERT |
|------------------------|---------------|----------------|----------------|-------------------|
| 5.000 | 5.006 | 4.539 | 5.496 | 5.036 |
| 6.000 | 5.893 | 5.505 | 6.495 | 5.950 |
| 7.000 | 6.881 | 6.503 | 7.481 | 6.910 |
| 8.000 | 7.879 | 7.537 | 8.245 | 7.885 |

In Tabelle 16 kann die durchschnittliche Kuhzahl je Betrieb in Abhängigkeit von den Leistungsklassen abgelesen werden. Für die Berechnungen mit dem Arla-Programm wurde mit den Median-Werten gerechnet. Der Mittelwert ist dem Medianwert der einzelnen Leistungsklasse sehr nahe. Daraus lässt sich ableiten, dass die Daten aus dem INVEKOS annähernd normalverteilt sind.

Tabelle 16: Kühe pro Betrieb nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS

| Leistungsklasse | MEDIAN | MINIMUM | MAXIMUM | MITTELWERT |
|-----------------|--------|---------|---------|------------|
| 5.000 | 19,5 | 6 | 45 | 20,3 |
| 6.000 | 24 | 7 | 61 | 24,8 |
| 7.000 | 26 | 8 | 61 | 26,4 |
| 8.000 | 26 | 10 | 51 | 27,4 |

In Tabelle 17 ist die Milchquote je Betrieb nach Leistungsklassen abgebildet. Die Milchquote ist die Summe aus A-, D- und Alm-Quote und repräsentiert somit das gesamte, am Betrieb vorhandene Kontingent.

Tabelle 17: Milchquote pro Betrieb nach Leistungsklassen gemäß INVEKOS

| Leistungsklasse | MEDIAN | MINIMUM | MAXIMUM | MITTELWERT |
|-----------------|---------|---------|---------|------------|
| 5.000 | 81.301 | 23.680 | 201.443 | 87.208 |
| 6.000 | 120.256 | 35.959 | 315.768 | 129.679 |
| 7.000 | 157.446 | 51.252 | 374.230 | 162.232 |
| 8.000 | 184.010 | 72.436 | 382.232 | 195.391 |

In Tabelle 18 ist die bewirtschaftete Fläche je Betrieb nach Leistungsklassen abgebildet. Als bewirtschaftete Fläche werden die betriebseigenen sowie die gepachteten Flächen summiert, die somit ein Maß für die Betriebsgröße darstellen.

Tabelle 18: Fläche pro Betrieb in ha nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS

| Leistungsklasse | MEDIAN | MINIMUM | MAXIMUM | MITTELWERT |
|-----------------|--------|---------|---------|------------|
| 5.000 | 17,87 | 3,40 | 42,97 | 18,61 |
| 6.000 | 22,28 | 5,47 | 78,46 | 24,65 |
| 7.000 | 24,14 | 7,69 | 71,28 | 25,74 |
| 8.000 | 25,66 | 11,80 | 83,36 | 30,06 |

Tabelle 19 zeigt die Besatzdichte der Betriebe (GVE je ha) in den verschiedenen Leistungsklassen. Die GVE je ha sind ein Maß für die Bewirtschaftungsintensität eines Betriebes.

Tabelle 19: GVE je ha pro Betrieb nach den Leistungsklassen gemäß INVEKOS

| Leistungsklasse | MEDIAN | MINIMUM | MAXIMUM | MITTELWERT |
|-----------------|--------|---------|---------|------------|
| 5.000 | 1,53 | 0,84 | 2,12 | 1,54 |
| 6.000 | 1,45 | 0,65 | 2,86 | 1,47 |
| 7.000 | 1,49 | 0,76 | 4,44 | 1,55 |
| 8.000 | 1,46 | 0,61 | 2,03 | 1,42 |

In Tabelle 20 sind die Nutzungsdauer und die Lebensleistung nach den Leistungsklassen abgebildet. In dieser Auswertung sind alle Fleckvieh-Kühe, die zwischen den Jahren 2000 und 2002 das erste Mal in Österreich abgekalbt und eine volle erste Laktation abgeschlossen haben, enthalten. Die abgeschlossene erste Laktation war notwendig, um die Tiere in Leistungsklassen einteilen zu können. Der Zeitraum wurde so gewählt, dass die Kühe die Möglichkeit hatten, auch 10 Laktationen abzuschließen. Insgesamt wurden 150.887 Kühe ausgewertet (Fürst 2014a).

Tabelle 20: Nutzungsdauer der Milchkühe nach den Leistungsklassen (Fürst 2014a)

| Leistungsklasse | Nutzungsdauer | Lebensleistung | Tiere (n) |
|-----------------|---------------|----------------|-----------|
| 5.000 | 4,31 | 22.993 | 66.281 |
| 6.000 | 4,15 | 26.832 | 60.026 |
| 7.000 | 4,00 | 30.152 | 20.492 |
| 8.000 | 3,89 | 34.016 | 4.088 |

4.4 Modellbetriebe

Auf Basis der INVEKOS-Daten wurden die Modellbetriebe definiert. Dazu wurden die Mediane der INVEKOS-Daten für die Merkmale Anzahl Kühe, Milchquote und GVE je ha verwendet. Die Flächenausstattung (ha je Betrieb) musste angepasst werden, da für die Betriebe angenommen wurde, dass diese nur so viele Kalbinnen aufziehen, wie sie zur Remontierung benötigen. Diese Angleichung war nötig, um eine bessere Vergleichbarkeit des Wirtschaftszweiges Milchproduktion zu erreichen. Für die Remontierungsrate, welche ausschlaggebend für die Anzahl an Kalbinnen am Betrieb war, wurden die Daten für die Nutzungsdauer (Fürst 2014a) verwendet. Da keine entsprechenden Daten für die Modellregion verfügbar waren, wurde für die Berechnungen eine durchschnittliche Zwischenkalbezeit von 365 Tagen angenommen. Zusätzlich muss hier erwähnt werden, dass die männlichen Kälber 3 Monate am Betrieb mit Milch gefüttert wurden und erst anschließend in die Aufzucht oder Mast gingen. Dies entspricht der gesetzlichen Mindesttränkedauer für Biobetriebe von 3 Monaten (EU Kommission 2008). Mit Hilfe des GVE-Schlüssels (0,4 GVE für Rinder bis zu einem halben Jahr, 0,6 GVE für Rinder von einem halben bis zu zwei Jahren, 1 GVE für Rinder ab 2 Jahre) wurden anschließend die

GVE je Betrieb errechnet (AMA 2011). Abschließend konnten die gesamten GVE je Betrieb durch die GVE je ha dividiert und so die ha je Modellbetrieb errechnet werden. Nachfolgend werden die genannten Rechenschritte für den Modellbetrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung erläutert.

Beispielhafte Berechnung der GVE für den Modellbetrieb 5.000 kg Laktationsleistung

Tabelle 21: Daten für die Berechnung des Modellbetriebes 5.000 kg

| | | |
|------------------------|-----------------------------|--------|
| INVEKOS Daten | Kühe (Stück) | 19,50 |
| | Leistung (kg) | 5.006 |
| | Quote (kg) | 81.301 |
| | GVE/ha | 1,53 |
| Fürst (2014a) | Nutzungsdauer (Jahre) | 4,31 |
| Hörtenhuber (2013a) | Erstkalbealter (Monaten) | 28 |

Berechnung der für die Remontierung benötigten Kalbinnen und der Betriebsgröße des Modellbetriebes.

$$\mathbf{KaR = KU/ND}$$

KaR..... Anzahl der Kalbinnen die jährlich für Remontierung benötigte werden

KU..... Anzahl der Kühe am Betrieb

ND..... Nutzungsdauer in Jahren

$$\mathbf{4,5 = 19,5/4,31}$$

$$\mathbf{StK = KU/G/M*T}$$

StK..... Durchschnittliche Anzahl an Stierkälbern am Betrieb

KU..... Anzahl der Kühe am Betrieb

G..... Anzahl der möglichen Geschlechter bei der Geburt (2)

M..... 12 Monate

T..... mind. Tränkezeit der Kälber (3 Monate)

$$\mathbf{2,4 = 19,5 * 0,5/12*3}$$

$$\mathbf{KuKv = (KU/G - KA)/M*T}$$

KuKv..... Kuhkälber, die nicht für die Remontierung benötigt und als Kalb verkauft werden

KU..... Anzahl der Kühe am Betrieb

G..... Anzahl der möglichen Geschlechter bei der Geburt (2)

KA..... Für Remontierung benötigte Kalbinnen

M..... 12 Monate

T..... mind. Tränkezeit der Kälber (3 Monate)

$$\mathbf{1,3 = (19,5/2 - 4,5)/12*3}$$

KuKh= KaR/M*H

KuKh..... Kuhkälber für die Remontierung bis zu einem Alter von 6 Monaten

KaR..... Anzahl der Kalbinnen, die jährlich für Remontierung benötigt werden

M..... 12 Monate

H..... 6 Monate

$$2,3= 4,5/12*6$$

KuKb= KaR+KaR/M*H

KuKb..... Kalbinnen mit einem Alter von 6 Monaten bis zu 2 Jahren

KaR..... Anzahl der Kalbinnen, die jährlich für Remontierung benötigt werden

M..... 12 Monate

H..... 6 Monate

$$6,8= 4,5+4,5/12*6$$

KuKa= KaR/M*(Eka-24)

KuKa..... Kuhkälber, die für die Remontierung benötigt werden, ab einem Alter von 2 Jahren bis zur ersten Abkalbung.

M..... 12 Monate

Eka..... Erstkalbealter der Kalbinnen 28 Monate

$$1,5= 4,5/12*(28-24)$$

$$\mathbf{GVEB=(StK+KuKv+KuKh)*F1+KuKb*F2+(KuKa+Kuh)*F3}$$

GVEB..... Anzahl der Großvieheinheiten am Betrieb

StK..... Durchschnittliche Anzahl an Stierkälber am Betrieb

KuKv..... Kuhkälber, die für die Remontierung nicht benötigt und als Kalb verkauft werden

KuKh..... Kuhkälber für die Remontierung bis zu einem Alter von 6 Monaten

F1... Umrechnungsfaktor für GVE bei Rindern bis zu einem Alter von 6 Monaten

KuKb..... Kalbinnen mit einem Alter von 6 Monaten bis zu 2 Jahren

F2..... Umrechnungsfaktor für GVE bei Rindern ab einem Alter von 6 Monaten bis zu 2 Jahre

KuKa..... Kuhkälber für die Remontierung ab einem Alter von 2 Jahren bis zur ersten Abkalbung.

Kuh..... Kühe am Betrieb

F3..... Umrechnungsfaktor für GVE bei Rindern ab 2 Jahren

$$\mathbf{27,5= (2,4+1,3+2,3)*0,4+6,8*0,6+(1,5+19,5)*1}$$

$$\mathbf{haMb= GVEB/GVEh}$$

haMb..... Anzahl an Hektar des Modellbetriebes

GVEB..... Anzahl der Großvieheinheiten am Betrieb

GVEh.... Anzahl der Großvieheinheiten je ha laut INVEKOS

$$\mathbf{17,96= 27,5/1,53}$$

Die Anzahl der Stierkälber (2,4 Stück), die sich durchschnittlich auf dem Betrieb befinden, errechnen sich wie folgt:

$$\text{StKa} = \text{KU/G/M} \cdot \text{T}$$

StKa..... Stierkälber, die sich durchschnittlich am Betrieb befinden

KuKv..... Kuhkälber, die nicht für die Remontierung benötigt und als Kalb verkauft werden

KU..... Anzahl der Kühe am Betrieb

G..... Anzahl der möglichen Geschlechter bei der Geburt (2)

M..... 12 Monate

T..... mind. Tränkezeit der Kälber (3 Monate)

$$19,5/2/12 \cdot 3$$

4.5 THG-Bilanz

Nachfolgend wird die Berechnung der Treibhausgase anhand des Betriebes mit einer Laktationsleistung von 5.000 kg Milch und niedriger Grundfutterqualität erläutert. Für die Nachvollziehbarkeit wird identisch nach dem Arla-Programm (Dalgaard und Schmidt 2012) schrittweise vorgegangen und dabei erläutert, welche Daten in das Programm eingegeben wurden.

Alle Eingaben, die grundsätzlich möglich gewesen wären, aber in diesem Kapitel nicht beschrieben oder erwähnt werden, sind im Arla-Programm aus den Berechnungen ausgeschlossen. Dies bedeutet, es wurde entweder ein Wert von „0“ eingegeben, die Auswahl „no“ getroffen oder die Werte werden für die Berechnung der THG nach dem IDF Modell nicht benötigt.

Step 1: Model switches

Als Modell für die Berechnungen der THG wurde das IDF-Modell ausgewählt. Die Begründung, warum dieses Modell verwendet wurde und auch dessen Anwendbarkeit, wurde bereits in Kapitel 4 ausführlich erläutert und überprüft. Um eine vollständige THG-Bilanz zu erhalten, wurden für die Berechnungen auch die Bereiche Waren,

Dienstleistungen, sowie die direkten und indirekten Landnutzungsänderungen („land use change“) mit berücksichtigt.

Die Vergleichsberechnungen erfolgten im Arla-Programm inklusive der Waren, Dienstleistungen, sowie der direkten und indirekten Landnutzungsänderungen ("land use change").

Step2: Farm data

Der Verbrauch an Diesel am Betrieb für Transport, Bewirtschaftung, etc. wurde nach folgendem Schema berechnet: 61,9 Liter Diesel je Kuh und Jahr für das Grünland. Der Verbrauch für die Kalbinnen wurde mittels Jahresverbrauch an MJ NEL gerechnet. Hörtenhuber et al. (2010) nahmen für eine Milchleistung von 6.500 kg Milch und einer Lebendmasse von 700 kg an, dass eine Milchkuh 35.276 MJ NEL im Jahr benötigt. Eine Kalbin benötigt für die Aufzucht (28 Monate Erstkalbealter) 31.000 MJ NEL (Hörtenhuber 2013b). Daraus ergibt sich ein Dieserverbrauch am Betrieb von 1.934 Litern. Es wurde angenommen, dass das gesamte Getreide, welches im Betrieb verwendet wird, extern getrocknet wurde.

Für die Berechnung der benötigten Strommenge von 4.150 kWh wurden nach Hörtenhuber et al. (2010) 0,05 kWh je kg produzierter Milch angenommen.

Step3: Field specific data

Da es sich bei dem Modellbetrieb um einen reinen Grünlandbetrieb in der Region Flachgau handelt, bewirtschaftet der Betrieb nur Wiesen und Weiden. Die Gesamtfläche des Betriebes beträgt 17,96 ha mit einem Ertrag von 44.444 kg FM Grünfutter je ha. Dies entspricht einem Trockenmasseertrag von 8.000 kg pro ha.

Step 4: Herd: Dairy cows

Die Milchproduktion je Kuh wurde aus INVEKOS entnommen und beträgt 5.008 kg ECM. In den 5.008 kg Milch sind 749,3 kg Milch aufgrund von Kälberfütterung, Eigenverbrauch und Verlust miteinberechnet. Daraus ergibt sich eine Gesamtlieferleistung von 83.008 kg Milch. Der Milchfettgehalt und der Eiweißgehalt wurden in Anlehnung an die ECM mit 4 % Fett und 3,4 % Eiweiß angenommen.

Die Anzahl an Kühen je Betrieb wurde wieder aus INVEKOS entnommen. Somit stehen am 5.000er Modellbetrieb 19,5 Kühe. Folglich wurden, bei einer angenommenen

Zwischenkalbezeit von 365 Tagen und ohne Totgeburten bzw. Aborten, 19,5 Kälber im Jahr geboren, die sich jeweils zur Hälfte in männliche und weibliche Tiere aufteilen. Aufgrund einer Nutzungsdauer von 52 Monaten je Kuh (Fürst 2014a) werden jährlich 4,5 Kalbinnen zur Remontierung benötigt. Aufgrund des Zeitanteils auf der Weide von 16 % am Jahreszeitbudget befinden sich die Tiere zu 84 % im Stall.

Das Gewicht einer Kuh post partum betrug 610 kg (Fürst 2014b). Das durchschnittliche Lebendgewicht aller abgegangen Kühe vor der Schlachtung betrug 686 kg (Fürst 2014b).

Es wurde angenommen, dass alle Kühe in Liegeboxenlaufställen gehalten werden. Für das Entmistungssystem wurde einheitlich eine Schrappentmistung auf planbefestigtem Boden gewählt.

Step 5: Heifers (from newborn to birth of 1st calf)

Die Anzahl der Kalbinnen, welche auf dem Betrieb vorhanden sind, ergibt sich aus dem Erstkalbealter (28 Monate) und der Nutzungsdauer der Kühe (52 Monate). Bei einem Geschlechtsverhältnis der neugeborenen Kälber von 50:50, werden 1,3 weibliche Kälber jährlich nicht aufgezogen sondern verkauft. Das Gewicht der weiblichen Kälber im Alter von 3 Monaten betrug 110 kg (Meyer 2005). Auch die Kalbinnen verbringen vom Jahreszeitbudget gerechnet insgesamt einen Anteil von 16 % auf der Weide und sind somit, wie auch die Kühe, zu 84 % im Stall.

Als Haltungssystem musste aufgrund des Arla-Programmes (fehlende Auswahlmöglichkeit) der Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden ausgewählt werden.

Step 6: Herd: Bull calves (from newborn to approx. 1-3 months)

Die Anzahl der verkauften männlichen Kälber im Jahr entspricht der Anzahl der geborenen männlichen Kälber. Das Gewicht der männlichen Kälber im Alter von 3 Monaten betrug 120 kg (Meyer 2005). Es wurde in diesen Berechnungen aus Vereinfachungsgründen vernachlässigt, dass Tiere verenden oder Totgeburten vorkommen können. Als Haltungssystem für männliche Kälber wurde das Tieflaufstallsystem gewählt.

Step 7: Herd: Bulls

Da es sich hierbei um den Bereich der Stiermast handelt, die für diese Arbeit nicht relevant ist, wurden in diesem Step keine Werte eingegeben. Zusätzlich sieht IDF die Stiermast nicht als Teil des Milchproduktionssystems. Deshalb wird es nach IDF auch nicht berücksichtigt (Dalgaard und Schmidt 2012).

Step 9: Feed import

In dieser Arbeit wurden, wie bereits erwähnt, reine Grünlandbetriebe modelliert. Folglich muss die gesamte Menge an Getreide, welches an die Tiere verfüttert wird, in den Betriebskreislauf importiert werden. Die nötigen Mengen an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln wurden mit dem Programm Super-Ration von Gsöls et al. (s.a.) berechnet. Danach resultierten für den Betrieb mit 5.000 kg Milchleistung und niedriger Grundfutterqualität pro Jahr je 4.675 kg Gerste und Mais, sowie 6.233 kg Weizen und 1.249 kg Ackerbohne. Das Produkt Ackerbohne ist, wie bereits in Kapitel 4 erläutert, im Arla-Programm nicht hinterlegt. Deshalb wurden die 1.249 kg Ackerbohne im Programm in Form von Hafer mitgerechnet. Anschließend an die Berechnungen wurde das Ergebnis mit einem Korrekturfaktor (+0,0164 kg CO₂-eq, Hörtenhuber 2013d) berichtigt.

4.6 Die Hoftorbilanz

Bei dem Bilanzierungsschema der Hoftorbilanz wurden die Nährstoffmengen der Zukaufsprodukte den Nährstoffmengen der Verkaufsprodukte gegenübergestellt. Somit wurden alle Stoffflüsse, welche im Laufe eines Jahres das Hoftor bzw. den Betriebskreislauf passieren, erfasst und gegengerechnet (Fritsch 1995). In dieser Arbeit wurde mit vereinfachten Hoftorbilanzen nach Ruttig (2007) in leicht modifizierter Form für N, P und K gerechnet. Die in der vereinfachten Hoftorbilanz erfassten Größen sind der Tabelle 22 zu entnehmen.

Tabelle 22: Erfassungsgrößen der vereinfachten Hoftorbilanz für N, P und K (modifiziert nach Ruttig 2007)

| Nährstoffzufuhr | Nährstoffabfuhr |
|---|---------------------------|
| Viehzukauf | tierische Produkte |
| Futtermittel | |
| Einstreu | |
| Saatgut | |
| Σ Nährstoff-Zufuhr | Σ Nährstoff-Abfuhr |
| Hoftorbilanz = Σ Nährstoffzufuhr - Σ Nährstoffabfuhr | |

Ruttig (2007) berücksichtigte in ihrer Bilanz bei der Nährstoffzufuhr zusätzlich Steinmehl und Düngemittel, bei der Nährstoffabfuhr die pflanzlichen Produkte und die toten Tiere. Nachdem diese Berechnungsgrößen für die Modellbetriebe nicht zutrafen und somit für diese Arbeit keine Bedeutung hatten, wurden sie aus der vereinfachten Hoftorbilanz ausgenommen. Die Summe der Nährstoffzufuhr abzüglich der Summe der Nährstoffabfuhr bildet den Nährstoffsaldo (die Hoftorbilanz), der sowohl positiv als auch negativ sein kann.

In Tabelle 23 sind die Erfassungsgrößen der erweiterten Hoftorbilanz angeführt. In dieser Bilanz wurden, wie auch bei der vereinfachten Hoftorbilanz, Steinmehl, Düngemittel sowie die toten Tiere nicht berücksichtigt. Aufgrund der vielen Einflussfaktoren war die Denitrifikation nur sehr schwer zu quantifizieren. Zusätzlich wurde in vielen Literaturwerken die Summe der Denitrifikation jener der Immission gleichgesetzt. Aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit weder die Denitrifikation noch die Immission in der Bilanz berücksichtigt. Ebenso wurden auch die pflanzlichen Produkte nicht berücksichtigt, da die Modellbetriebe keine Marktfrüchte erzeugten. Die Summe von Viehzukauf, Futtermittel, Einstreu, Saatgut und N₂-Fixierung wurde der Summe von tierischen Produkten und Viehverkauf gegenübergestellt.

Tabelle 23: Erfassungsgrößen der erweiterten Hoftorbilanz für N (modifiziert nach Ruttig 2007)

| Nährstoffzufuhr | Nährstoffabfuhr |
|---|--------------------|
| Viehzukauf | tierische Produkte |
| Futtermittel | Vieverkauf |
| Einstreu | |
| Saatgut | |
| N ₂ -Fixierung | |
| ∑ Nährstoff-Zufuhr | ∑ Nährstoff-Abfuhr |
| Hoftorbilanz = ∑ Nährstoffzufuhr - ∑ Nährstoffabfuhr | |

Als Datenquelle für die Hoftorbilanz diente wiederum INVEKOS. Somit wurden auch für die Hoftorbilanzen identisch zur Berechnung der THG-Bilanz die Leistungsklassen und die Grundfutterqualitätsklassen gebildet.

Nährstoffgehalte der zugekauften und verkauften Produkte

Die Nährstoffgehalte für den Viehzukauf und -verkauf wurden der Arbeit von ODPI&F (2005, zit. nach Peters, 2010) entnommen. In der Arbeit wurde angegeben, dass in 100 kg Lebendgewicht eines Rindes 2,4 kg Stickstoff, 0,7 kg Phosphor und 0,2 kg Kalium enthalten sind. Die Nährwerte für Ackerbohne, Mais, Gerste, Weizen und Milch wurden aus dem Onlinekatalog FEEDBASE (Agroscope 2014) abgeleitet. Für die Einstreu wurden die Nährwerte von Feedipedia (2014) und jene für das Grünlandsaatgut aus Jandl (2013) entnommen.

Die Aufwandsmenge an Saatgut wurde aus Ruttig (2007) abgeleitet. Dabei wurde für die Modellbetriebe mit niedriger Grundfutterqualität ausgehend von Ruttig (2007) ein Abschlag von 30% berechnet, um das eigenständige Nachsäen der Wiesen aufgrund des Nutzungszeitpunktes zu berücksichtigen. Für die Modellbetriebe mit hoher Grundfutterqualität wurde ein Aufschlag von 30 % hinzugerechnet. Beim Strohbedarf gibt das ÖKL (2010) an, dass Kühe im Liegeboxenlaufstall einen Strohverbrauch von 0,5 bis 1,5 kg je GVE und Tag haben. Für die Berechnungen wurde ein Strohbedarf von 1,0 kg je GVE und Tag angenommen.

Für die Berechnung der N_2 -Fixierung wurde ein Klee-Anteil von 15 % an der Gesamtertrags-TM gerechnet. Diese 15 % wurden über beide Grundfutterqualitäten und auch über die Leistungsklassen konstant gehalten. Dies ist laut Starz (2014) sinnvoll, da es aufgrund eines höheren Düngerniveaus im Grünland nicht unbedingt zu einer Verschiebung des Kleeanteiles an der Gesamttrockenmasse kommt. Für die Berechnung wurde der Ansatz von Jorgensen und Ledgard (1997, zit. nach Jeangros und Troxler, 2006) übernommen, nach welcher ein Leguminosen-Reinbestand je 100 kg geernteter Trockenmasse, 5 kg N fixiert.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Treibhausgasbilanz

5.1.1 THG pro kg ECM

In den Ergebnissen finden sich die THG-Emissionen bezogen auf 1 kg ECM (energiekorrigierter Milch). Es ist festzustellen, dass der Betrieb mit einer Laktationsleistung von 5.000 kg Milch, welche er mit niedriger Grundfutterqualität erreicht (5.000 niedrig), die höchsten THG-Emissionen bezogen auf die Produktmenge aufweist. Der Betrieb liegt mit 1,22 kg CO₂-eq pro kg ECM leicht über den THG-Emissionen vom Betrieb 6.000 niedrig mit 1,16 kg CO₂-eq pro kg ECM. Im Vergleich zeigt sich, dass Betriebe mit hoher Grundfutterqualität niedrigere THG-Emissionen pro kg ECM aufweisen als Betriebe mit niedrigerer Grundfutterqualität. Bezogen auf die unterschiedlichen Grundfutterqualitäten zeigten sich die größten Emissionsunterschiede in den Leistungsklassen 6.000 kg Milch mit einem Unterschied von 0,14 kg CO₂-eq pro kg ECM, gefolgt von den Leistungsklassen 5.000 kg und 7.000 kg Milch mit je einem Wert von 0,13 kg CO₂-eq pro kg ECM. Die Differenz bei den THG-Emissionen in der Leistungsklasse 8.000 kg sind mit 0,09 kg CO₂-eq pro kg ECM am geringsten. Im Gesamtvergleich sinken die Emissionen je kg ECM mit der Höhe der Milchleistung je Tier. Bei einer Leistungssteigerung von 7.000 kg auf 8.000 kg Milch in Betrieben mit einer hohen Grundfutterqualität konnte keine Minimierung der THG festgestellt werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 1 grafisch dargestellt.

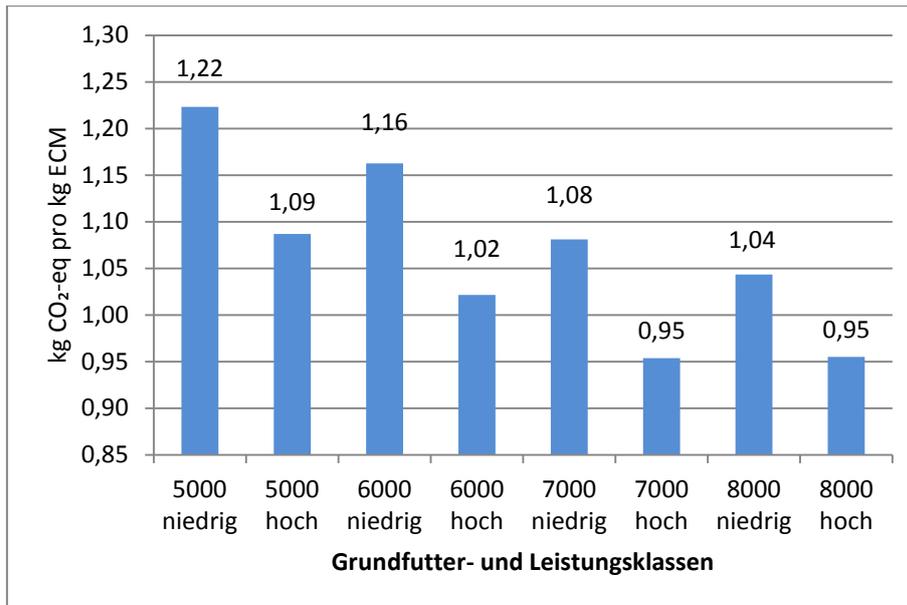


Abbildung 1: Produktbezogene THG-Emissionen für unterschiedliche Leistungsklassen und Grundfutterqualität

Die detaillierten Zusammenstellungen der THG-Emissionen nach Emissionsquellen können für die unterschiedlichen Leistungsklassen und Grundfutterqualitäten im Anhang aus Tabelle 27 bis Tabelle 34 entnommen werden. Aufgrund der Art der Berechnung der enterogenen Fermentation nach IDF kommt es im Ergebnis zu einer relativ geringen Variationsbreite zwischen den Leistungsklassen und Grundfutterqualitätsstufen. Der prozentuelle Anteil der enterogenen Fermentation an den gesamten Emissionen je kg Milch liegt in den Ergebnissen zwischen 59,9 % (7.000 niedrig) und 60,5 % (6.000 hoch). IDF berechnet die Emissionen der enterogenen Fermentation nicht nach der Formel von Kirchgeßner et al. (1995), welche jedes Futtermittel und dessen Inhaltsstoffe differenziert berücksichtigt, sondern anhand der Menge an Bruttoenergie, die die Tiere aufnehmen. Letztere wird mit einem Methankonversionsfaktor umgerechnet (Hörtenhuber 2014b).

Verglichen mit nationaler und internationaler Literatur lassen sich die Ergebnisse dieser Arbeit sehr gut einordnen. D. O'Brien et al. (2012) errechneten in ihrer Studie die THG-Emissionen für konventionelle Betriebe. Ihre Ergebnisse waren 0,87 kg CO₂-eq pro kg ECM für einen Vollweidebetrieb und 1,02 kg CO₂-eq pro kg ECM für einen Betrieb mit dem Fütterungssystem „Total-Misch-Ration“. Jedoch muss erwähnt werden, dass die Betriebe in dieser Studie eine deutlich höhere Besatzdichte von 2,54 GVE pro ha bzw. 5,10 GVE pro ha hatten. Die Milchleistung der Kühe betrug 6.538 kg fett- und proteinkorrigierte Milch (FPCM) bei dem Vollweidebetrieb und 7.942 kg FPCM beim

TMR-Betrieb. Diese Leistungsklassen sind in der vorliegenden Arbeit gut repräsentiert. Die Laktationsdauer wurde äquivalent zu dieser Arbeit auf 305 Tage fixiert.

Kristensen et al. (2011) berechneten für 32 dänische Biomilchviehbetriebe THG-Emissionen zwischen 0,92 kg CO₂-eq und 1,33 kg CO₂-eq pro kg ECM. Die Betriebe hatten im Durchschnitt 115 Kühe am Betrieb und 178 ha Land zu bewirtschaften. In dieser Studie war die Besatzdichte etwas niedriger als in der vorliegenden Arbeit und betrug 1,12 GVE pro ha. Die Milchleistung je Kuh in kg ECM betrug in der Studie von Kristensen et al. (2011) 7.175 kg und ist somit wieder sehr gut mit dieser Arbeit vergleichbar. Im Bereich der Flächennutzung unterscheiden sich die Arbeiten. Während in der Arbeit von Kristensen et al. (2011) 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf Grünland und der Rest auf Ackerland entfallen, wurde in dieser Arbeit mit reinen Grünlandbetrieben kalkuliert.

Vellinga et al. (2011, nach Bonesmo et al. 2013) berechneten für niederländische Weidebetriebe 0,90-1,30 kg CO₂-eq pro kg ECM. Weitere Details wurden in der Studie von Bonesmo et al. (2013) nicht angeführt.

Hörtenhuber et al. (2010) berechneten für Betriebe in verschiedenen Produktionssystemen (PS) die THG-Emissionen. Die Ergebnisse dieser Studie lagen in einem Bereich von 0,81 kg CO₂-eq pro kg ECM bis 1,17 kg CO₂ pro kg ECM und variierten je nach PS. Als vergleichbares PS ist bei Hörtenhuber et al. (2010) das PS UPorg mit einer Emission von 0,95 kg CO₂-eq je kg ECM anzusehen. In diesem PS wurde mit einer Besatzdichte von 1,4 GVE pro ha gerechnet. Weiters wurde in dem genannten Produktionssystem ebenfalls ein reiner Grünlandbetrieb unterstellt. Die Milchleistung je Kuh betrug in Hörtenhuber et al. (2010) 5.500 kg ECM und wird somit auch durch das Laktationsleistungsspektrum der Betriebe in der vorliegenden Arbeit abgedeckt.

5.1.2 THG pro ha Betriebsfläche

Die Menge an emittierten THG-Emissionen pro ha Betriebsfläche steigt mit der Laktationsleistung je Kuh an. Die Betriebe mit hoher Grundfutterqualität emittieren über alle 4 Leistungsklassen hinweg weniger THG pro ha und Jahr als die Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität. Dass die Betriebe mit hohen Grundfutterqualitäten weniger CO₂-eq pro ha und Jahr in die Umwelt emittieren, ist auf die geringeren Kraftfuttermittelimporte gegenüber den Betrieben mit niedriger Grundfutterqualität, zurückzuführen. Somit erreicht der Betrieb 5.000 hoch das niedrigste Ergebnis mit 5.048 kg CO₂-eq je ha Betriebsfläche und Jahr. Hingegen emittierte Betrieb 8.000 niedrig mit 7.538 kg die größte Menge an CO₂-eq pro ha Betriebsfläche und Jahr. Somit ist die Spannweite der Emissionen je ha betriebseigene Fläche 2.490 kg CO₂-eq pro ha und Jahr. Der Betrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung und hoher Grundfutterqualität emittiert im Vergleich zum Betrieb mit niedriger Grundfutterqualität bei der gleichen Laktationsleistung um 634 kg CO₂-eq pro ha und Jahr weniger. Bei den Betrieben mit 6.000 kg Laktationsleistung je Kuh beträgt dieser Unterschied 782 kg CO₂-eq pro ha und Jahr. Die größte Differenz wurde bei den Betrieben mit 7.000 kg Laktationsleistung je Kuh ermittelt. In dieser Leistungsklasse wurde ein Unterschied von 841 kg CO₂-eq pro ha und Jahr berechnet. Bei den Betrieben mit 8.000 kg Laktationsleistung ist eine geringere Differenz zwischen den beiden Grundfutterqualitäten zu finden als bei den 6.000 kg und 7.000 kg Betrieben. In den 8.000 kg Betrieben beträgt die Differenz je ha und Jahr 639 kg CO₂-eq. Die Differenzen der THG-Emissionen je ha steigen zwischen den beiden Grundfutterqualitäten von 5.000 kg bis 7.000 kg an und fallen bei 8.000 kg wieder auf das Niveau von 5.000 kg zurück. Das liegt unter anderem daran, dass die Grundfutterverdrängung mit der gefütterten Menge an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln überproportional ansteigt (Haiger 2005). Somit haben die Modellbetriebe bei hoher Leistung, trotz hoher Grundfutterqualität, einen höheren Bedarf an energie- und proteinreichem Konzentratfuttermittel je Kuh. Dadurch wird der Unterschied zum Modellbetrieb mit niedriger Grundfutterleistung wieder geringer. Die THG-Emissionen pro ha Betriebsfläche sind in Abbildung 2 grafisch dargestellt.

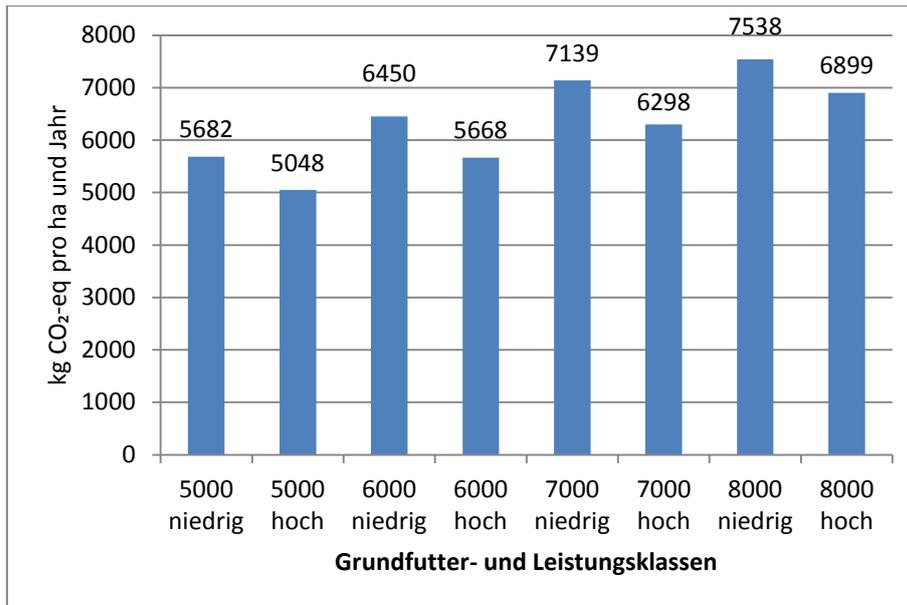


Abbildung 2: THG-Emissionen in kg CO₂-eq pro ha betriebseigene Fläche und Jahr

O'Brien et al. (2012) berechneten in ihrer Studie für den Vollweidebetrieb THG-Emissionen in der Höhe von 13.529 kg CO₂-eq pro ha Betriebsfläche. Für den TMR Betrieb wiesen sie 37.499 kg CO₂-eq pro ha Betriebsfläche aus. Die Ergebnisse von O'Brien et al. (2012) sind doch deutlich über den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit. Es muss jedoch beachtet werden, dass O'Brien et al. (2012) in ihrer Arbeit eine deutlich abweichende Besatzdichte im Vergleich zu dieser Arbeit, hatten. So rechneten sie beim Vollweidebetrieb mit 2,54 GVE pro ha und beim TMR Betrieb mit einer Besatzdichte von 5,10 GVE pro ha. Im Verhältnis wird in diesen Betrieb sehr viel Futter importiert, was sich auch in der THG-Bilanz niederschlägt. Des Weiteren sind die beiden Betriebssysteme aus O'Brien et al. (2012) konventionell wirtschaftende Betriebe, welche zusätzlich auch mineralischen Dünger einsetzten, der Vollweidebetrieb düngte jährlich 260 kg N pro ha und der TMR Betrieb 85 kg N pro ha. Abschließend ist noch festzuhalten, dass der TMR Betrieb für eine Lieferleistung von 7.942 kg Milch, 2.865 kg energie- und proteinreiche Konzentratfuttermittel einsetzt. All diese genannten Gründe bewirken unter anderem die deutliche Abweichung der Ergebnisse von O'Brien et al. (2012) zu den Ergebnissen dieser Arbeit.

Kristensen et al. (2011) errechneten für die dänischen Bio-Milchviehbetriebe eine durchschnittliche THG-Emission von 5.067 kg je ha Betriebsfläche. Wird das Ergebnis mit den Ergebnissen dieser Arbeit verglichen, so muss unter anderem berücksichtigt werden, dass Kristensen et al. (2011) bei einer Besatzdichte von 1,12 GVE pro ha lediglich 0,65 Kühe pro ha fütterten. In der vorliegenden Arbeit wurden jedoch 1,0 bis 1,1 Kühe pro ha,

bei einer Besatzdichte von 1,45 bis 1,53 GVE pro ha gefüttert. Die Milchleistung je Kuh in kg ECM betrug in der Arbeit von Kristensen et al. (2011) zwischen 6.133 kg bis 8.608 kg. Somit sind die Ergebnisse mit dieser Arbeit gut vergleichbar.

5.1.3 THG je ha verbrauchter Gesamtfläche

Im Vergleich zu den oben genannten THG-Emissionen je ha Betriebsfläche resultiert aus den Ergebnissen auf Basis der verbrauchten Gesamtfläche ein konträres Bild: Die Emissionen je ha verbrauchter Gesamtfläche steigen zusammen mit der Milchleistung je Kuh an (siehe Abbildung 3). Beim Betrieb 5.000 niedrig werden 4.534 kg CO₂-eq je ha Fläche freigesetzt. Das steigt sich bis zum Betrieb 8.000 hoch mit 5.160 kg CO₂-eq je ha Fläche. Obwohl die THG-Emissionen je ha Betriebsfläche bei hoher Grundfutterqualität geringer sind als bei niedriger Grundfutterqualität, sind aufgrund des hohen Flächenimportes bei niedriger Grundfutterqualität die THG-Emissionen je ha verbrauchte Gesamtfläche geringer als im Vergleich zur hohen Grundfutterqualität. Dieses Ergebnis kommt dadurch zustande, dass die Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität mehr energie- und proteinreiche Konzentratfuttermittel zukaufen als die Vergleichsbetriebe mit hoher Grundfutterqualität. Daraus resultiert, dass Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität deutlich mehr Fläche über die Konzentratfuttermittel importieren und somit ihre THG-Emissionen je ha verbrauchter Gesamtfläche stärker senken als der erhöhte Konzentratfuttermittelimport diese zu steigern vermag. Der größte Unterschied in einer Leistungsklasse zwischen den beiden Grundfutterqualitäten ist beim 6.000er Betrieb zu finden. Hier beträgt der Unterschied zwischen den Grundfutterqualitätsklassen 188 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche und Jahr. In der 5.000 kg Leistungsklasse beträgt der Unterschied zwischen den beiden Grundfutterqualitäten 168 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche und Jahr. Beim Betrieb mit 7.000 kg Laktationsleistung ist der Unterschied etwas niedriger und beträgt 167 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche und Jahr. Am geringsten fällt der Unterschied in der 8.000 kg Leistungsklasse aus. Hier beträgt die Differenz zwischen den beiden Grundfutterqualitäten 157 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche und Jahr. Die THG-Emissionen je ha Gesamtfläche sind in Abbildung 3 grafisch dargestellt.

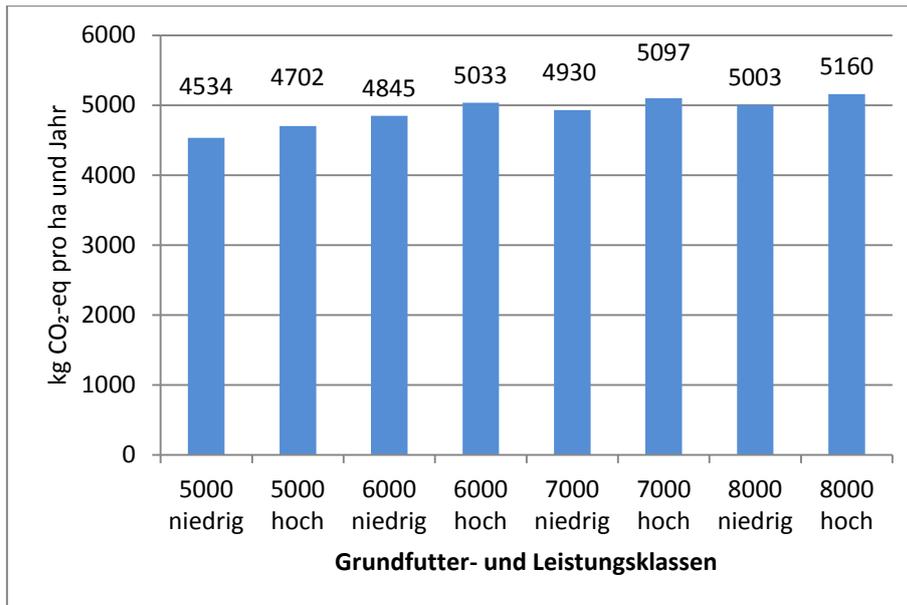


Abbildung 3: THG-Emissionen in kg CO₂-eq pro ha verbrauchter Gesamtfläche und Jahr

Hörtenhuber et al. (2010) bewegten sich in ihren Berechnungen zwischen 4.175 kg CO₂-eq pro ha und Jahr und 6.195 kg CO₂-eq pro ha und Jahr. Dieser Bereich gilt nur für die von ihnen berechneten Bio-Produktionssysteme. Es muss berücksichtigt werden, dass die vorliegende Arbeit nur ein Produktionssystem mit verschiedenen Modellvarianten vergleicht. Hörtenhuber et al. (2010) verglichen hingegen verschiedene Produktionssysteme. Somit lässt sich auch die größere Schwankungsbreite bei den Emissionen je ha Gesamtfläche erklären.

O'Brien et al. (2012) liegen mit ihren berechneten Werten deutlich über den Ergebnissen dieser Arbeit. Bei den Emissionen je ha Gesamtfläche stellte sich in der Arbeit von O'Brien et al. (2012) heraus, dass der Betrieb mit dem Fütterungssystem TMR weniger Emissionen verursacht als der Betrieb mit Vollweidesystem, letzterer emittiert 12.011 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche, der Betrieb mit TMR-Fütterung 10.907 kg CO₂-eq je ha Gesamtfläche. Bei diesem Vergleich muss beachtet werden, dass es sich hierbei wieder um konventionelle Betriebssysteme handelt. Deshalb müssen in den Berechnungen von O'Brien et al. (2012) höhere Flächenerträge hinterlegt sein als in dieser Arbeit. Somit verteilen sich die Emissionen auch bei hohen Anteilen an energie- und proteinreichem Konzentratfuttermitteln in der Ration (2.865 kg Trockenmasse pro Kuh und Jahr) auf weniger Fläche. Zusätzlich sind die Futtermittel aufgrund ihrer Herkunft (Mais – USA, Palmkernöl – Malaysia, Rapsmehl – Deutschland, Weizen – Irland und Sojaextraktionsschrot – Brasilien), mit hohen Emissionen, durch zum Beispiel Landnutzungsänderungen, behaftet. Dies führt schlussendlich dazu, dass die Betriebe

deutlich mehr Emissionen je ha Gesamtfläche aufweisen als die Modellbetriebe in dieser Arbeit.

5.1.4 THG pro Kuhplatz

Betrachtet man die Emissionen an CO₂-eq pro Kuh und Jahr, zeigt sich ebenfalls eine Steigerung der Emissionen mit zunehmender Laktationsleistung (siehe Abbildung 4).

Auch in diesem Fall ist anzumerken, dass Betriebe mit hoher Grundfutterqualität in allen Leistungsklassen weniger CO₂-eq pro Kuh und Jahr emittieren als jene mit niedriger Grundfutterqualität. In dieser Auswertung ist der Betrieb 5.000 hoch mit 4.792 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr der mit den niedrigsten Emissionen. Die größte Menge an CO₂-eq je Kuh und Jahr zeigte der Betrieb 8.000 niedrig. Dieser Betrieb emittiert in Summe eine Menge von 7.440 kg CO₂-eq je Kuh und Jahr. Dabei ist zu beachten, dass im Vergleich zu den THG-Emissionen je Kuh und Jahr die Milchleistung je Kuh und Jahr stärker steigt. Dementsprechend gehen die THG-Emissionen je kg ECM mit höherer Milchleistung zurück (siehe Abbildung 1).

Vergleicht man die einzelnen Leistungsklassen miteinander, kann man in Bezug auf die Emissionen pro Kuh und Jahr bei der Leistungsklasse mit 7.000 kg Milch pro Laktation, die größte Differenz von 781 kg CO₂-eq zwischen den beiden Grundfutterqualitäten feststellen. Die Leistungsklasse mit einer Produktionsleistung von 6.000 kg Milch pro Laktation weist die zweitgrößte Differenz von 725 kg CO₂-eq auf. Eine etwas geringere Differenz zwischen den beiden Grundfutterqualitäten zeigt sich bei der 8.000 kg Leistungsklasse. In dieser Leistungsklasse wird eine Differenz von 631 kg CO₂-eq eruiert. Die abnehmende Differenz bei sehr hoher Leistung, ist darauf zurückzuführen, dass der Modellbetrieb bei hoher Leistung trotz hoher Grundfutterqualität einen höheren Bedarf an energie- und proteinreichem Konzentratfuttermittel je Kuh hat. Dadurch wird der Unterschied zum Modellbetrieb mit niedriger Grundfutterleistung geringer. Der geringste Unterschied zwischen den beiden Grundfutterqualitäten ist in der Leistungsklasse 5.000 kg Milch pro Laktation zu finden. In dieser Leistungsklasse beträgt die Differenz zwischen den beiden Grundfutterqualitäten 415 kg CO₂-eq. Die THG-Emissionen pro Kuhplatz sind in Abbildung 4 grafisch dargestellt.

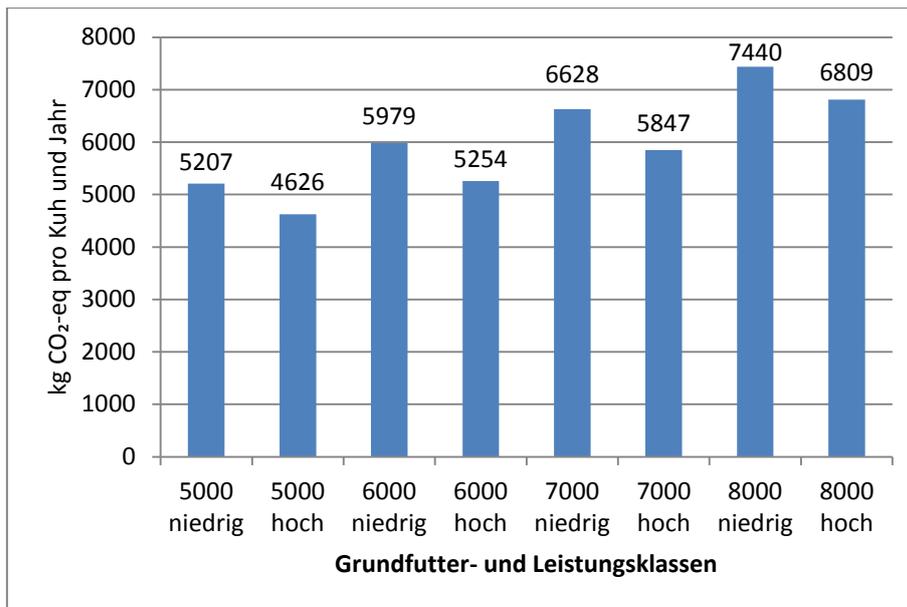


Abbildung 4: THG-Emissionen in kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr

Hörtenhuber et al. (2010) fanden in ihren Berechnungen zwischen 5.203 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr und 7.189 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr heraus. Dieser Bereich deckt alle von ihnen angeführten Produktionssysteme ab. Es muss beachtet werden, dass die vorliegende Arbeit zwei unterschiedliche Grundfutterqualitäten betrachtete. Hörtenhuber et al. (2010) nahmen für das jeweilige Produktionssystem eine typische Ration an. Zusätzlich rechneten Hörtenhuber et al. (2010) mit einer minimalen Leistung von 5.500 kg Milch, was sich natürlich auch auf die Emissionen je Kuh niederschlägt. Dadurch lässt sich auch die deutliche Unterschreitung ihrer Werte durch den Betrieb 5.000 hoch in dieser Arbeit erklären.

O'Brien et al. (2012) berechneten in ihrer Studie für den Vollweidebetrieb Emissionen von 6.012 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr. Dieser Wert deckt sich sehr gut mit den Ergebnissen dieser Arbeit. Für den TMR-Betrieb fanden O'Brien et al. (2012) hingegen Emissionen von 8.333 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr. Dieser Wert liegt um 893 kg CO₂-eq pro Kuh und Jahr über dem Maximalwert in dieser Arbeit. Die Begründung dafür ist, dass bei O'Brien et al. (2012) der TMR-Betrieb deutlich mehr Futter importieren musste als die Betriebe in der vorliegenden Arbeit. Zusätzlich sind die importierten Futtermittel nicht wie in dieser Arbeit aus dem gleichen Land wie der Betrieb, sondern sie werden auf verschiedenen Kontinenten produziert bzw. hergestellt. Das schlägt sich deutlich auf die Emissionen je Kuh und Jahr nieder. Aus diesen Gründen sind die Ergebnisse des TMR-Betriebes von O'Brien et al. (2012) nicht direkt mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit vergleichbar.

5.1.5 Ackerflächenbedarf und Krafftuterverbrauch

Betrachtet man die Ergebnisse mit Augenmerk auf den Ackerflächenbedarf in ha pro Tonne ECM, wird in dieser Arbeit festgestellt, dass im Vergleich Betriebe mit hoher Grundfutterqualität weniger Ackerflächen benötigen als Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität. Der Ackerflächenbedarf für die Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität bewegt sich im Bereich von 0,054 ha (5.000 niedrig) bis 0,070 ha (8.000 niedrig) pro Tonne ECM. Der Ackerflächenbedarf bei niedriger Grundfutterqualität steigt bis zu einer Leistung von 7.000 kg ECM relativ konstant an und verflacht sich dann deutlich. Betriebe mit hoher Grundfutterqualität benötigen deutlich weniger Ackerflächen um die gleiche Menge ECM zu produzieren. Der Betrieb 5.000 hoch benötigt 0,016 ha pro Tonne ECM. Der Betrieb 5.000 hoch benötigt somit nicht einmal ein Drittel jener Fläche, die der Betrieb 5.000 niedrig beansprucht. Der Betrieb 6.000 hoch verbraucht 0,023 ha, was 38 % jener Ackerfläche entspricht, die der Betrieb im gleichen Leistungsniveau mit niedrigerer Grundfutterqualität benötigt. Beim Betrieb 7.000 hoch ist ein deutlicher Anstieg (0,013 ha) der benötigten Ackerfläche festzustellen. Um eine Tonne ECM zu produzieren verbraucht dieser Betrieb bereits 0,036 ha. Das sind 53 % jener Fläche, die der Betrieb 7.000 niedrig benötigt. Der Betrieb 8.000 hoch ist jener Betrieb, der bei hoher Grundfutterleistung den größten Ackerflächenbedarf hat, um eine Tonne ECM zu produzieren. Die Fläche von 0,047 ha pro Tonne ECM entspricht 67 % jener Fläche, die der Betrieb mit 8.000 kg ECM bei niedriger Grundfutterqualität benötigt. Je höher die Leistung ist, desto geringer wird die Differenz zwischen niedriger und hoher Grundfutterqualität. Das ist darauf zurückzuführen, dass der Anteil an energie- und proteinreichem Konzentratfuttermittel in der Ration steigt. Die Anzahl an ha Ackerfläche, die zur Erzeugung von einer Tonne Milch beansprucht wird, ist in Abbildung 5 grafisch dargestellt.

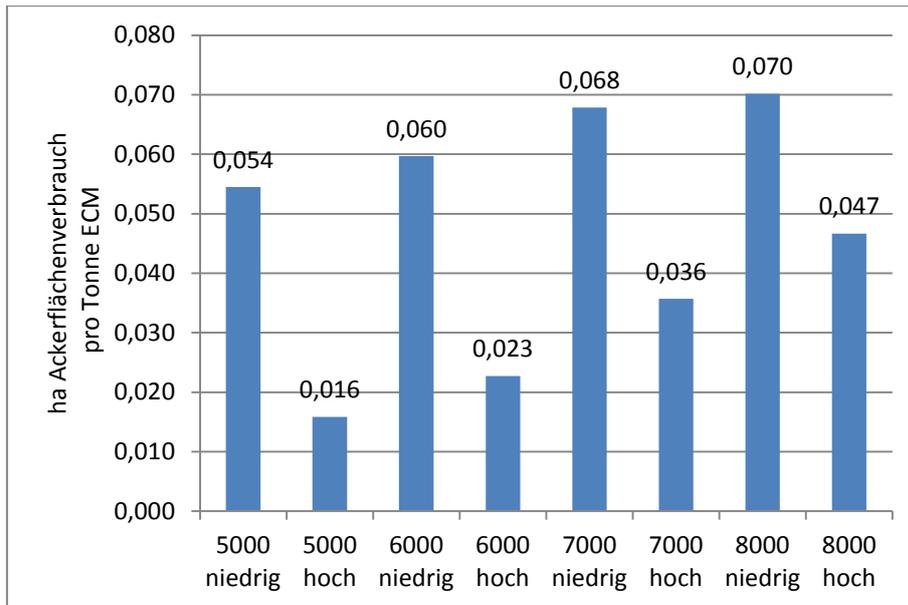


Abbildung 5: Ackerflächenbedarf in ha pro Tonne Milch (ECM)

Zehetmeier et al. (2012) berechneten für verschiedene Leistungsklassen (6.000 kg, 8.000 kg und 10.000 kg) einen Ackerflächenbedarf zwischen 0,069 ha bis 0,089 ha pro Tonne Milch. In ihren Berechnungen modellierten sie Betriebe die Ganzjährig ausschließlich Gras-, Maissilage sowie Heu fütterten. Als energie- und proteinreiche Konzentratfuttermittel wurden Winterweizen, Gerste, Körnermais und Sojaextraktionsschrot verwendet. Da die Betriebe auch Maissilage in ihrer Ration einsetzten, ist die benötigte Ackerfläche erwartungsgemäß höher als in der vorliegenden Arbeit.

Die Differenz bei den Emissionen zwischen den Leistungsklassen in den Grundfutterqualitäten ist, wie bereits erwähnt, auf den Import an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermittel zurückzuführen. Die Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität importieren je kg Milch mehr Kraftfutter als jene mit hoher Grundfutterqualität. Je Tonne ECM verbrauchen Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität zwischen 241 kg (5.000 niedrig) bis 295 kg (8.000 niedrig) Kraftfutter. Betriebe mit hoher Grundfutterqualität benötigen im Gegensatz dazu 75 kg (6.000 hoch) bis 198 kg (8.000 hoch) Kraftfutter, um eine Tonne ECM zu produzieren. Die Differenzen zwischen den Betrieben mit niedriger bzw. hoher Grundfutterqualität betragen in den einzelnen Leistungsklassen pro Tonne ECM bei den Betrieben mit 5.000 kg Leistung 166 kg Kraftfutter, bei den 6.000 kg Betrieben 158 kg, bei den 7.000 kg Betrieben 138 kg und bei den 8.000 kg Betrieben 96 kg (siehe Abbildung 6). Mit steigender Milchleistung wird somit

die Differenz zwischen den beiden Grundfutterqualitäten niedriger. Hierbei wird das Phänomen der Grundfuttermittelerdrückung sichtbar, das heißt, dass die Grundfuttermittelaufnahme bei einer Steigerung der Krafftuttermenge sinkt. Somit steigt die Gesamttuttermittelaufnahme nicht linear mit der Krafftuttermenge. Außerdem erhöht sich die Gesamttuttermittelaufnahme je Tier und Tag bei einer Steigerung der Milchleistung. Ebenfalls ist zu erwähnen, dass bei höherer Milchleistung der Anteil an Krafftutter in der Ration steigt und somit die Grundfutterqualität nicht mehr so stark ins Gewicht fällt. Dies ist auf den Anteil des Grundfutters in der Gesamtration zurückzuführen, welcher bei höherer Milchleistung sinkt. Der Krafftuttermittelverbrauch pro Tonne ECM ist in Abbildung 6 grafisch dargestellt.

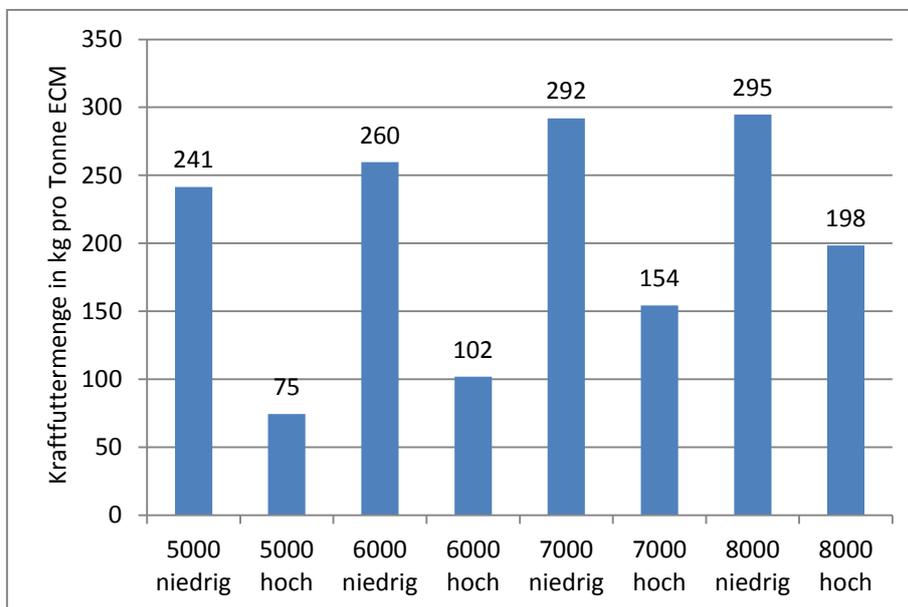


Abbildung 6: Krafftuttermittelverbrauch in kg pro Tonne ECM

Ertl (2012) wertete in seiner Masterarbeit Daten von österreichischen Milchviehbetrieben, die an den sogenannten Milcharbeitskreisen teilnahmen, aus, um die Betriebe unter anderem auch hinsichtlich ihres Konzentratfuttermittelaufwandes zu vergleichen. Dabei wurden die Betriebe von Ertl (2012) in 3 Gruppen unterteilt (KF1: < 975 kg, KF2: 976-1.400 kg, KF3: > 1.400 kg energie- und proteinreiche Konzentratfuttermittel pro Tier und Jahr). Die Stichprobe umfasste insgesamt 278 Betriebe. Die Menge an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln pro Tonne ECM betrug 124 kg in der Gruppe KF1 bis 245 kg in der Gruppe KF3. Anhand dieser in der Praxis tatsächlich eingesetzten Mengen an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln ist erkennbar, dass mit der vorliegenden Masterarbeit ein praxisrelevanter Bereich abgebildet wird. Außerdem wird

wie bei Ertl (2012) aufgezeigt, dass es nach wie vor noch Potential auf den Betrieben gibt, um die Menge an energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln je Tonne ECM zu reduzieren.

Während es dem Menschen als Monogaster nicht möglich ist, sich aus den Produkten von Wiesen und Weiden, sprich von Grünland zu ernähren, und Ackerflächen wiederum die Möglichkeit bieten Kulturen anzubauen, welche der menschlichen Ernährung dienen, wird es immer wichtiger, die vorhandenen Ackerflächen bestmöglich zu nutzen. Ein weiterer Punkt, welcher diese Aussage bestätigt, ist, dass laut Prokop et al. (2011) alleine in Österreich täglich eine Fläche von etwa 20 ha (hauptsächlich Ackerland) verbaut wird. Aus diesen genannten Gründen ist es wichtig, den Einsatz von Kraftfutter in der Milchviehfütterung möglichst effizient zu gestalten. Wird dieser Ansatz verfolgt, ist es nicht so wichtig, welche Gesamtfläche für die Produktion pro Einheit ECM benötigt wird, sondern vielmehr welche Fläche an Ackerland dafür benötigt wird. Betrachtet man die Ergebnisse unter diesem Gesichtspunkt, so wird deutlich, dass die Betriebe primär eine hohe Grundfutterqualität erzeugen müssen.

5.2 Hoftorbilanzen

In diesem Unterkapitel werden die Hoftorbilanzen der einzelnen Modellbetriebe aufgezeigt. Die Ergebnisse werden für die 4 Leistungsklassen 5.000, 6.000, 7.000 und 8.000 kg Milch dargestellt. Die unterschiedlichen Grundfutterqualitäten werden mit „n“ für niedrige und „h“ für hohe Grundfutterqualität bezeichnet.

Die Abbildung 7 gibt einen Überblick über N-, P- und K-Salden der 5 Modellbetriebe in der jeweiligen Grundfutterqualität. Es ist ersichtlich, dass alle Varianten je ha bewirtschafteter Fläche eine positive N-Bilanz aufweisen. P- und K-Salden bewegen sich auf einem deutlich niedrigeren Niveau als die N-Salden, wobei die K-Salden ebenso bei allen Varianten positiv waren. Im Gegensatz dazu war bei den P-Salden nur die Leistungsklasse mit 8.000 kg Milch und niedriger Grundfutterqualität leicht positiv. Die abgebildeten Werte sind in kg pro ha angegeben.

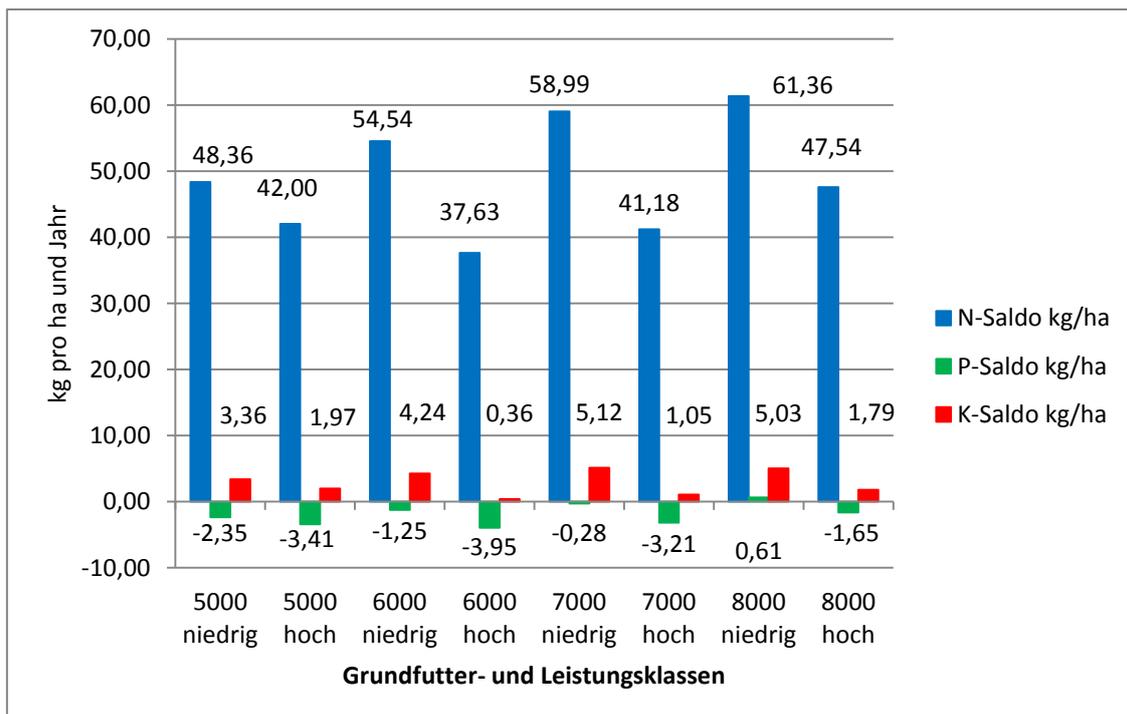


Abbildung 7: Übersicht über die einjährigen N-, P- und K-Bilanzen aller Modellbetriebe

5.2.1 Stickstoffbilanz

In Tabelle 24 sind die Export- und Importgrößen für N der Modellbetriebe dargestellt. Als Exportgrößen für N wurden Milch und Viehverkauf berechnet, wobei der Viehverkauf in Kühe, männliche Kälber und weibliche Kälber unterteilt wurde. Für die N-Importgrößen wurden Gerste, Weizen, Ackerbohne, Mais, Stroh, Saatgut und die N₂-Fixierung berechnet.

Tabelle 24: N-Hoftorbilanz der Modellbetriebe

| N-Export in kg | 5.000 niedrig | 5.000 hoch | 6.000 niedrig | 6.000 hoch | 7.000 niedrig | 7.000 hoch | 8.000 niedrig | 8.000 hoch |
|-----------------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|
| Milch | 425,00 | 425,00 | 632,05 | 632,05 | 816,20 | 816,20 | 949,15 | 949,15 |
| Viehverkauf Kühe | 75,47 | 75,47 | 96,46 | 96,46 | 108,42 | 108,42 | 111,49 | 111,49 |
| Viehverkauf ♂ Kälber | 28,08 | 28,08 | 34,56 | 34,56 | 37,44 | 37,44 | 37,44 | 37,44 |
| Viehverkauf ♀ Kälber | 13,80 | 13,80 | 16,41 | 16,41 | 17,16 | 17,16 | 16,67 | 16,67 |
| Summe | 542,3 | 542,3 | 779,5 | 779,5 | 979,2 | 979,2 | 1114,7 | 1114,7 |

| N-Import in kg | | | | | | | | |
|---------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Gerste | 75,62 | 46,17 | 139,60 | 56,84 | 200,11 | 106,21 | 227,82 | 155,86 |
| Weizen | 135,13 | 82,51 | 249,47 | 101,57 | 357,59 | 189,81 | 407,11 | 278,52 |
| Ackerbohne | 51,46 | 29,38 | 135,71 | 36,19 | 218,90 | 111,08 | 316,91 | 192,76 |
| Mais | 62,68 | 51,67 | 115,71 | 47,12 | 165,87 | 88,04 | 188,84 | 129,19 |
| Weizenstroh | 7,41 | 7,41 | 9,19 | 9,19 | 10,05 | 10,05 | 10,11 | 10,11 |
| Saatgut | 1,03 | 1,91 | 1,35 | 2,50 | 1,43 | 2,66 | 1,59 | 2,95 |
| N ₂ -Fixierung | 1077,59 | 1077,59 | 1411,19 | 1411,19 | 1502,98 | 1502,98 | 1663,78 | 1663,78 |
| Summe | 1410,9 | 1296,6 | 2062,2 | 1664,6 | 2456,9 | 2010,8 | 2816,2 | 2433,2 |

| | | | | | | | | |
|----------------------|--------------|--------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Saldo Betrieb | 868,6 | 754,3 | 1282,7 | 885,1 | 1477,7 | 1031,6 | 1701,4 | 1318,4 |
| Saldo je ha | 48,4 | 42,0 | 54,5 | 37,6 | 59,0 | 41,2 | 61,4 | 47,5 |

| | | | | | | | | |
|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Output in % des Inputs | 38,4 | 41,8 | 37,8 | 46,8 | 39,9 | 48,7 | 39,6 | 45,8 |
| Saldo ges. in % des Inputs | 61,6 | 58,2 | 62,2 | 53,2 | 60,1 | 51,3 | 60,4 | 54,2 |

Bezüglich der N-Hoftorbilanz der Modellbetriebe ergaben sich Salden zwischen +36,39 (5.000 hoch) und +61,36 (8.000 niedrig) kg N pro ha und Jahr. Die N-Salden steigen unabhängig von der Grundfutterqualität mit der Milchleistung der Modellbetriebe an und sind in Abbildung 8 grafisch dargestellt.

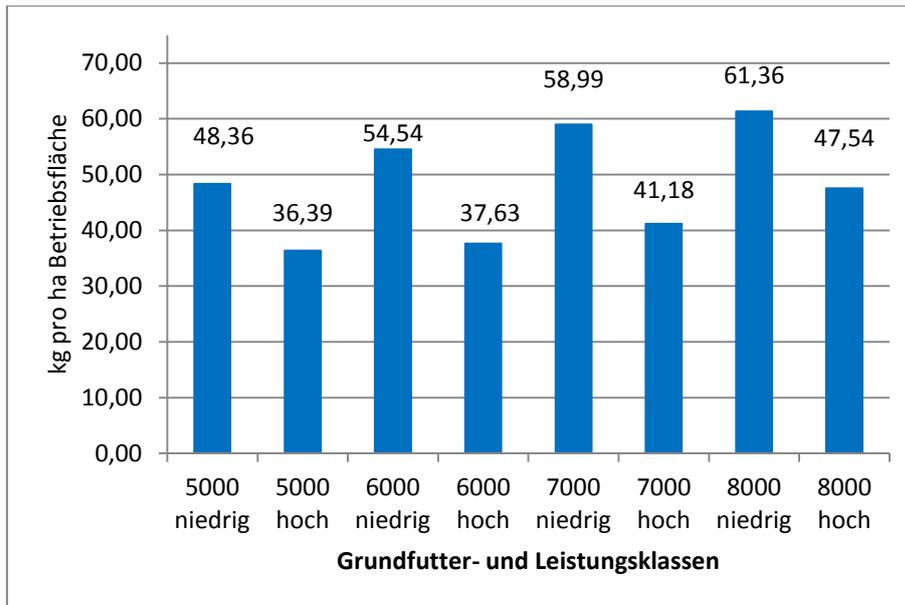


Abbildung 8: N-Salden der Modellbetriebe in kg pro ha

In Abbildung 9a bis Abbildung 9d sind die Anteile der N-Exportkomponenten in Prozent zum N-Gesamtexport je Betrieb abgebildet. Den größten Anteil beim N-Export aus dem Betrieb hatte die Milch, unabhängig vom Leistungsniveau der Betriebe. Auf das Fleisch der Kühe entfiel der zweitgrößte N-Exportanteil. Der N-Export über den Kuhverkauf nimmt absolut betrachtet mit der Höhe der Leistung von 74,47 kg N pro Betrieb und Jahr auf 111,49 kg N pro Betrieb und Jahr zu. Der Grund für diese Zunahme liegt beim Rückgang der Nutzungsdauer der Kühe und an der Kuhzahl je Modellbetrieb. Diese steigt von 19,5 Kühe beim Modellbetrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung auf 26 Kühe beim Modellbetrieb mit 8.000 kg Laktationsleistung an. Prozentuell im Verhältnis zum N-Gesamtexport nimmt der N-Export um 3,9 Prozentpunkte von 13,9 % auf 10,0 % ab. Der selbe Trend zeichnete sich auch bei den verkauften männlichen und weiblichen Kälbern ab. Der Anteil der weiblichen Kälber am N-Export aus dem Modellbetrieb ist, aufgrund der zur Remontierung der Kühe benötigten Kälber, geringer als der Anteil der männlichen Kälber.

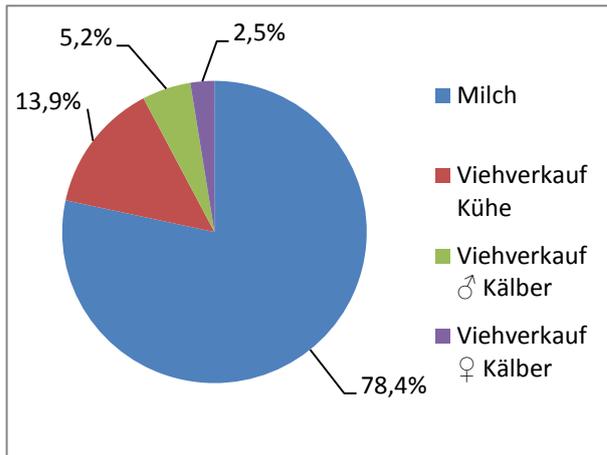


Abbildung 9a: % Anteile am N-Export, Betrieb 5.000 niedrig und 5.000hoch

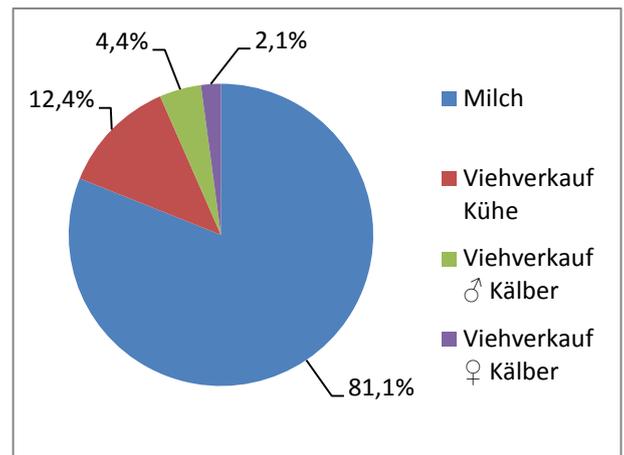


Abbildung 9b: % Anteile am N-Export, Betrieb 6.000 niedrig und 6.000hoch

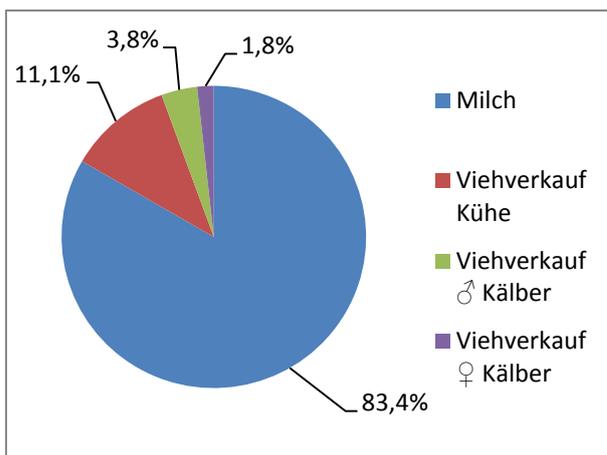


Abbildung 9c: % Anteile am N-Export, Betrieb 7.000niedrig und 7.000hoch

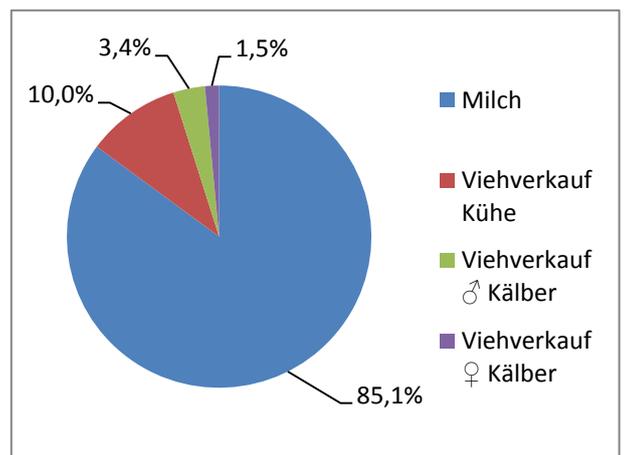


Abbildung 9d: % Anteile am N-Export, Betrieb 8.000niedrig und 8.000hoch

Abbildung 10a bis Abbildung 10h geben einen Überblick über die einzelnen Anteile der Importkomponenten am gesamten N-Import der Modellbetriebe. Bei allen Betrieben stellt die kaum beeinflussbare Größe der N_2 -Fixierung den bei weitem größten Anteil des gesamten N-Imports der Betriebe dar. Der Anteil am gesamt N-Import, durch die N_2 -Fixierung schwankt zwischen 59,1 % (8.000 niedrig) bis 90,1 % (5.000 hoch). Die Menge an importiertem Kraftfutter ist stark abhängig von der Grundfutterqualität und dem Leistungsniveau. Der Anteil zugekaufter energie- und proteinreicher Konzentratfuttermittel am gesamten N-Import bewegt sich zwischen 9,1 % (5.000 hoch) und 40,5 % (8.000 niedrig). Dabei nimmt der Anteil der Ackerbohne am N-Import durch die

Konzentratfuttermittel bei steigender Leistung deutlich zu. 16,3 % des N-Importes durch Konzentratfuttermittel stammen beim Modellbetrieb 5.000 hoch aus der Ackerbohne. Dieser Anteil steigt beim Modellbetrieb 8.000 hoch auf 38,5 % an. Stroh für die Einstreu und Saatgut haben keinen großen Einfluss auf den N-Import der Betriebe. Diese Quellen sind unter 1% am Gesamt-N-Import beteiligt.

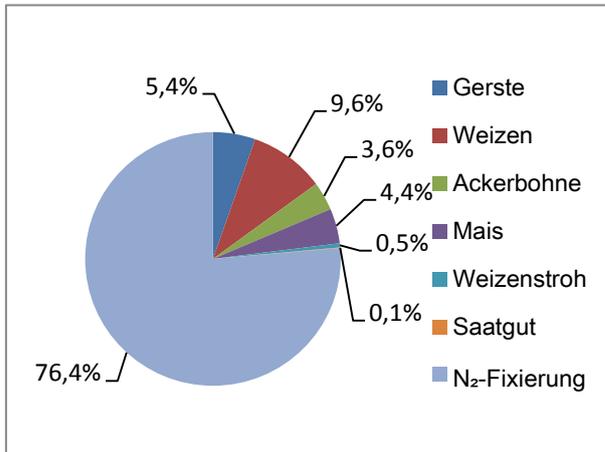


Abbildung 10a: % Anteile am N-Import, Betrieb 5.000 niedrig

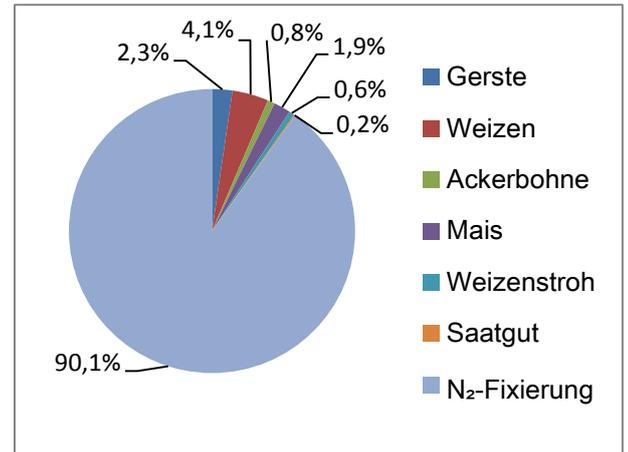


Abbildung 10b: % Anteile am N-Import, Betrieb 5.000hoch

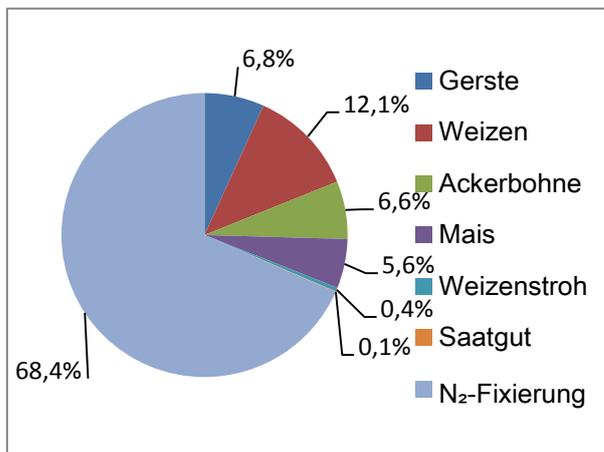


Abbildung 10c: % Anteile am N-Import, Betrieb 6.000 niedrig

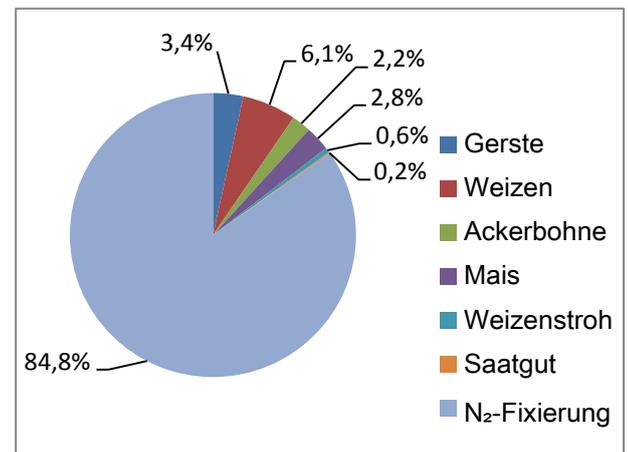


Abbildung 10d: % Anteile am N-Import, Betrieb 6.000 hoch

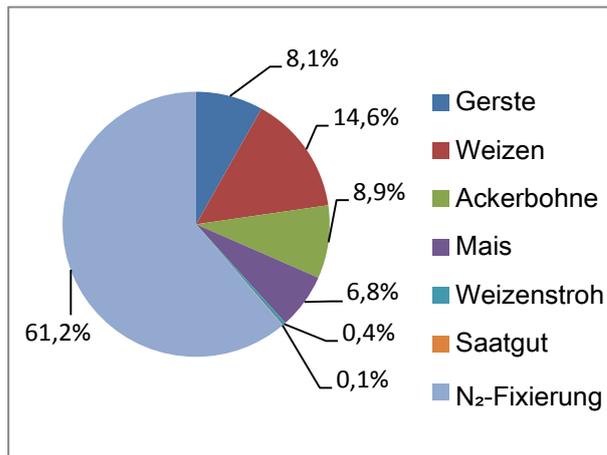


Abbildung 10e: % Anteil am N-Import, Betrieb 7.000 niedrig

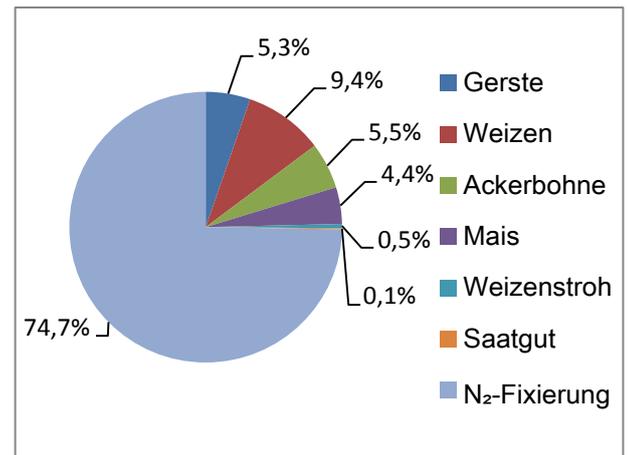


Abbildung 10f: % Anteil am N-Import, Betrieb 7.000 hoch

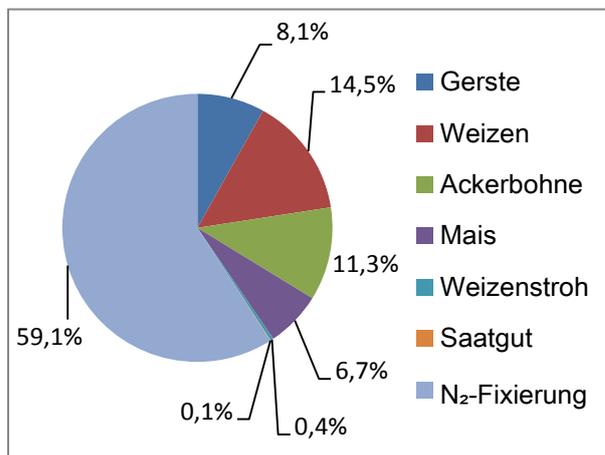


Abbildung 10g: % Anteil am N-Import, Betrieb 8.000 niedrig

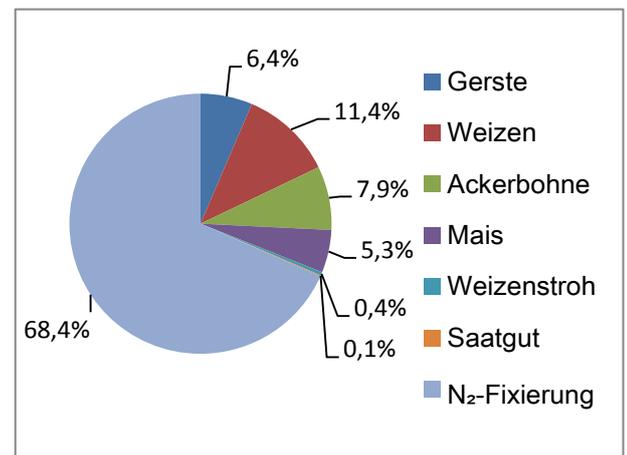


Abbildung 10h: % Anteil am N-Import, Betrieb 8.000 hoch

Für die Interpretation der erstellten Bilanzen ist es wichtig zu wissen, dass es sich bei allen untersuchten Leistungsvarianten mit unterschiedlichen Grundfutterqualitäten um einjährige Berechnungen handelt. Die Einstufung der Bilanzen in „ausgeglichen“, „schwach überschüssig“ und „stark überschüssig“ wird nach den Empfehlungen von Freyer und Percin (1996) vorgenommen.

Gemäß dieser Kategorisierung lag der Betrieb 5.000 niedrig sowie alle Betriebe mit hoher Grundfutterqualität im schwach überschüssigen Bereich. Die Betriebe 6.000 niedrig, 7.000 niedrig und 8.000 niedrig bilanzieren mit einem starken Überschuss (>50 kg N pro ha und Jahr).

Verglichen mit der Literatur lassen sich die Ergebnisse für N (36,39 kg – 61,36 kg N pro ha und Jahr) sehr gut einordnen. Jandl (2012) errechnete für ihre 10 Betriebe eine N-Bilanz von 25 kg – 69 kg N pro ha und Jahr. Ruttnig (2007) berechnete für den Betrieb der HBLA Ursprung/Elixhausen eine über 3 Jahre durchschnittliche N-Bilanz von 49,8 kg N pro ha und Jahr. Schumacher (1996) saldierte für 5 Bio-Betriebe in der Region Mittelhessen eine N-Bilanz von 48,0 kg bis 94,0 kg N pro ha und Jahr. Wieser (1996) kam für 9 Bio-Betriebe in der Region Molln in Österreich auf eine N-Bilanz von -14 kg – 4,7 kg N pro ha und Jahr. Abgesehen von den Ergebnissen von Schumacher (1996) und Wieser (1996) liegen die Resultate aus der Literatur im Bereich der Ergebnisse dieser Arbeit. Es muss jedoch bedacht werden, dass Jandl (2012) mit einer N_2 - Fixierung von 45,7 kg N pro ha und Jahr, Ruttnig (2007) mit einer N_2 - Fixierung von 47,5 kg N pro ha und Jahr und Schumacher (1996) mit einer N_2 - Fixierung von 58 kg N pro ha und Jahr gerechnet haben. Wieser (1996) hat hingegen keine N_2 - Fixierung berücksichtigt. In dieser Arbeit wurde mit einer N_2 - Fixierung von 60 kg N pro ha und Jahr gerechnet. Immission und Denitrifikation wurden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt, jedoch gleichen sich diese beiden Quellen in den meisten Untersuchungen aus. In der Diplomarbeit von Jandl (2012) betrug die Differenz zwischen Immission und Denitrifikation 1,8 kg N pro ha und Jahr. In der Diplomarbeit von Ruttnig (2007) betrug die Differenz dieser beiden Größen -0,59 kg N pro ha und Jahr. Die im Vergleich zu den anderen Arbeiten hohe N-Hoftorbilanz von Schumacher (1996) erklärt sich durch die Importgrößen bei der Bilanzierung. Im Bereich des Nährstoffimports berücksichtigt Schumacher (1996) die Zukaufprodukte, die N_2 - Fixierung und die Immissionen. Im Bereich des Nährstoffexports hingegen berücksichtigt Schumacher (1996) nur Verkaufsprodukte und verkaufte Tiere. Die Denitrifikation als Gegengewicht zur Immission wird nicht berücksichtigt. Schumacher nimmt einen durchschnittlichen Wert von 25 kg N pro ha und Jahr an Immissionen an. Wieser (1996) berücksichtigte weder die Immission noch die Denitrifikation.

5.2.2 Phosphorbilanz

In Tabelle 25 sind die P- Export- und Importgrößen für die Modellbetriebe dargestellt. Die P-Exportgrößen errechneten sich wiederum aus dem Milch- und Viehverkauf, wobei dieser in Kühe, männliche Kälber und weibliche Kälber unterteilt wurde. Die P-Importgrößen errechneten sich aus dem Gerste-, Weizen-, Ackerbohnen-, Mais-, Stroh- und Saatgutbedarf sowie der Mineralstoffmischung zur Futtermittelergänzung.

Tabelle 25: P-Hoftorbilanz der Modellbetriebe

| P-Export in kg | 5.000 niedrig | 5.000 hoch | 6.000 niedrig | 6.000 hoch | 7.000 niedrig | 7.000 hoch | 8.000 niedrig | 8.000 hoch |
|----------------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|
| Milch | 74,71 | 74,71 | 111,10 | 111,10 | 143,47 | 143,47 | 166,84 | 166,84 |
| Viehverkauf Kühe | 22,01 | 22,01 | 28,13 | 28,13 | 31,62 | 31,62 | 32,52 | 32,52 |
| Viehverkauf ♂ Kälber | 8,19 | 8,19 | 10,08 | 10,08 | 10,92 | 10,92 | 10,92 | 10,92 |
| Viehverkauf ♀ Kälber | 4,02 | 4,02 | 4,79 | 4,79 | 5,01 | 5,01 | 4,86 | 4,86 |
| Summe | 108,93 | 108,93 | 154,10 | 154,10 | 191,02 | 191,02 | 215,14 | 215,14 |

| P-Import in kg | | | | | | | | |
|------------------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| Gerste | 16,74 | 10,22 | 30,90 | 12,58 | 44,29 | 23,51 | 50,42 | 34,49 |
| Weizen | 21,01 | 12,83 | 38,78 | 15,79 | 55,58 | 29,50 | 63,28 | 43,29 |
| Ackerbohne | 7,87 | 4,49 | 20,75 | 5,53 | 33,47 | 16,99 | 48,46 | 29,48 |
| Mais | 13,28 | 10,95 | 24,51 | 9,98 | 35,13 | 18,65 | 40,00 | 27,36 |
| Weizenstroh | 7,72 | 7,72 | 9,58 | 9,58 | 10,46 | 10,46 | 10,53 | 10,53 |
| Saatgut | 0,19 | 0,36 | 0,25 | 0,47 | 0,27 | 0,50 | 0,30 | 0,56 |
| P-Mineralstoffm. | 0,00 | 1,19 | 0,00 | 7,32 | 4,76 | 11,10 | 19,03 | 23,79 |
| Summe | 66,80 | 47,75 | 124,77 | 61,25 | 183,97 | 110,71 | 232,02 | 169,50 |

| | | | | | | | | |
|---------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|
| Saldo Betrieb | -42,1 | -61,2 | -29,3 | -92,9 | -7,0 | -80,3 | 16,9 | -45,6 |
| Saldo je ha | -2,3 | -3,4 | -1,2 | -3,9 | -0,3 | -3,2 | 0,6 | -1,6 |

| | | | | | | | | |
|----------------------------|-------|--------|-------|--------|-------|-------|------|-------|
| Output in % des Inputs | 163,1 | 228,1 | 123,5 | 251,6 | 103,8 | 172,5 | 92,7 | 126,9 |
| Saldo ges. in % des Inputs | -63,1 | -128,1 | -23,5 | -151,6 | -3,8 | -72,5 | 7,3 | -26,9 |

In den P-Hoftorbilanzen der Modellbetriebe ergaben sich Salden zwischen -4,44 (6.000 hoch) bis +0,61 (8.000 niedrig) kg P pro ha und Jahr. Der Modellbetrieb 8.000 niedrig weist in der Bilanz als einziger Betrieb einen positiven P-Saldo auf. Alle anderen P-Salden sind im negativen Bereich. Eine Zufuhr von Phosphor für die Milchkühe über die Mineralstoffmischung war für alle Betriebe mit hoher Grundfutterqualität nötig. Bei geringerer Grundfutterqualität war ein Phosphorausgleich erst ab einer Milchleistung von

7.000 kg nötig, um die Tiere ausreichend mit Phosphor zu versorgen. Bei jenen Betrieben, welche ihre Tiere mit qualitativ hochwertigem Grundfutter versorgen, ist der P-Saldo negativer als bei Betrieben mit niedrigerer Grundfutterqualität. Somit wird auf den Betrieben mit niedriger Grundfutterqualität vergleichsweise mehr Phosphor in den Betriebskreislauf eingeführt als bei Betrieben mit einer hohen Grundfutterqualität. Diese Tatsache ist auf die höheren Mengen an importiertem energie- und proteinreichem Konzentratfüttermittel zurückzuführen.

Die P-Salden sind in Abbildung 11 grafisch dargestellt.

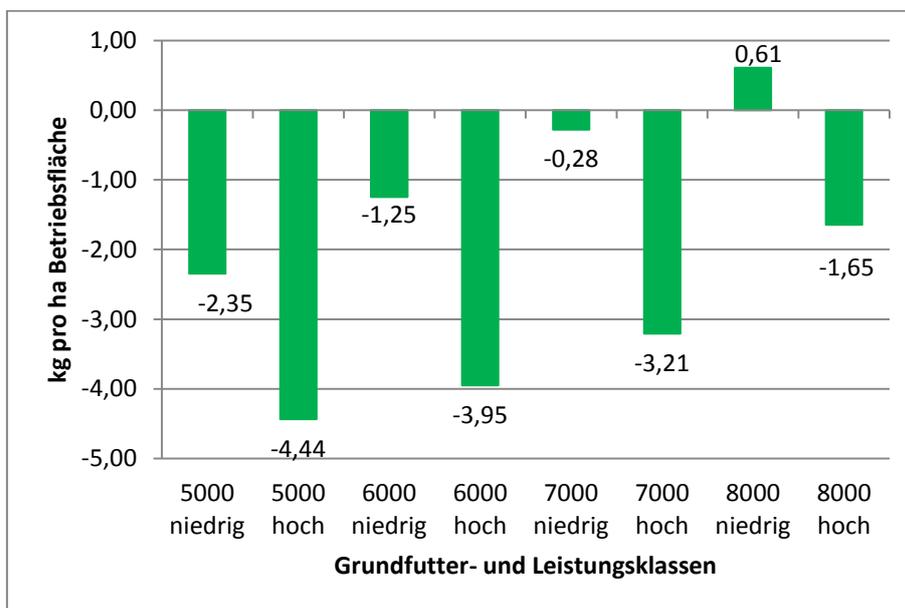


Abbildung 11: P-Saldo der Modellbetriebe in kg pro ha

In Abbildung 12a bis Abbildung 12d sind die Anteile der einzelnen P-Exportkomponenten in % am P-Gesamtexport je Betrieb abgebildet. Unabhängig vom Leistungsniveau macht die Exportkomponente Milch den größten Anteil am betrieblichen P-Export aus. Bezugnehmend auf den Gesamt-P-Export kann bei steigender Leistung auch ein höherer P-Export verzeichnet werden. Letzterer beträgt bei einer Leistung von 5.000 kg Milch 68,6% und steigt bei einer Leistung von 8.000 kg Milch auf einen Anteil von 77,5% am Gesamt-P-Export an. Der P-Export über den Kuhverkauf ist ebenfalls leistungsabhängig und nimmt bei höherer Leistung zu. Der Grund für diese Zunahme liegt am Rückgang der Nutzungsdauer der Kühe. Diese sinkt von 4,31 Jahre bei 5.000 kg Laktationsleistung auf 3,89 Jahre bei 8.000 kg Laktationsleistung. Absolut betrachtet kann bei niedrigerer Leistung von 22,01 kg P pro Betrieb und Jahr, und bei hohem Leistungsniveau von 32,52 kg P pro Betrieb und Jahr ausgegangen werden. Im Verhältnis zum Gesamt-P-Export kann eine fallende Tendenz festgestellt werden. Prozentuell nimmt der P-Export hierbei von 20,2 % bei 5.000 kg Milchleistung auf 15,1 % bei einer Milchleistung von 8.000 kg Milch ab. Der Grund dafür ist, dass die Milchleistung und somit auch der P-Export über die Milch stärker ansteigt als der P-Export durch die Kühe, die wegen der Schlachtung aus dem Betrieb ausscheiden. Bei den verkauften männlichen und weiblichen Kälbern zeigte sich die selbe Tendenz wie bei den Kühen. Auch hier liegt die Begründung in der stärkeren Zunahme des P-Exportes über die Milch durch die Leistungssteigerung der Kühe als die Zunahme des P-Exportes durch die größere Anzahl an Kälbern, die verkauft werden.

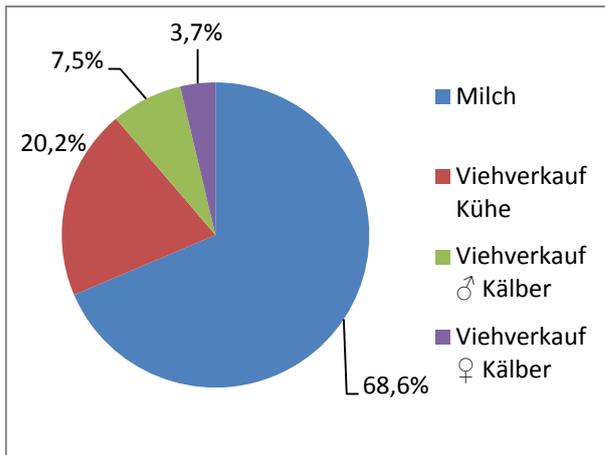


Abbildung 12a: % Anteile am P-Export, Betrieb 5.000 niedrig und 5.000 hoch

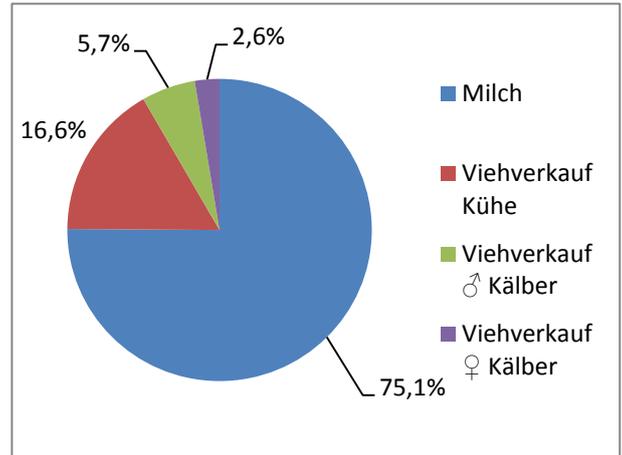


Abbildung 12b: % Anteile am P-Export, Betrieb 6.000 niedrig und 6.000 hoch

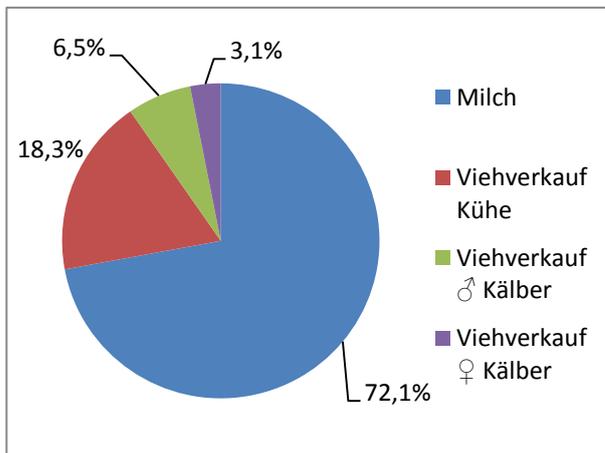


Abbildung 12c: % Anteile am P-Export, Betrieb 7.000 niedrig und 7.000 hoch

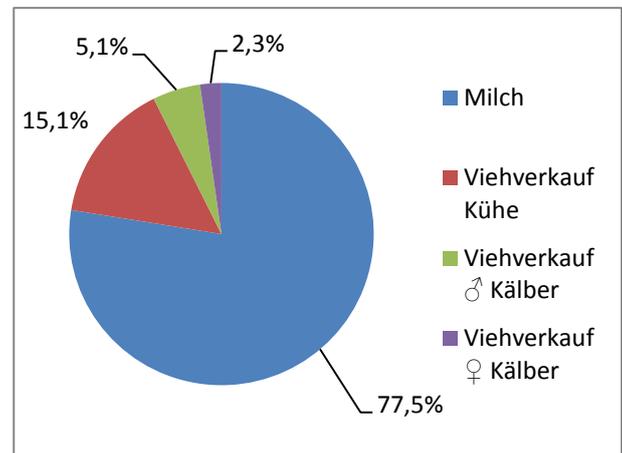


Abbildung 12d: % Anteile am P-Export, Betrieb 8.000 niedrig und 8.000 hoch

Die Abbildung 13a bis Abbildung 13h geben einen Überblick über die einzelnen Anteile der Importkomponenten am gesamten P-Import der Modellbetriebe. Der über den Zukauf von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln importierte Phosphor bewegt sich im Bereich von 68,3 % (Betrieb 5.000 hoch) bis 92,6 % (Betrieb 7.000 niedrig). Der durch den Zukauf von Stroh eingebrachte Phosphor bewegt sich zwischen 4,5 % (Betrieb 8.000 niedrig) bis 26,4 % (Betrieb 5.000 hoch). Die verwendete Menge an Stroh je Kuh ist über alle Modellbetriebe hinweg konstant bei 1,0 kg pro GVE und Tag. Das heißt, dass der Betrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung und hoher Futterqualität im Verhältnis die geringste Menge Krafffutter je Tier zukauf. Des Weiteren ist der relative Anteil des Phosphors, der über die energie- und proteinreichen Konzentratfuttermittel in den Betrieb

importiert wird, beim Betrieb 5.000 hoch am niedrigsten. Der Betrieb 7.000 niedrig importiert relativ gesehen den meisten Phosphor über die Konzentratfuttermittel. Das kommt aufgrund der Phosphor-Ausgleichsfütterung (2 g P je kg Milch, welche nicht über die P-Zufuhr aus der un-supplementierten Ration produziert werden können) zustande. Dieser Phosphor über die Ausgleichsfütterung beträgt beim Betrieb 7.000 niedrig 2,6 %. Hingegen beträgt der relative Anteil des Phosphors aus der Ausgleichsfütterung beim Betrieb 8.000 niedrig 8,2 %. Beim Betrieb 5000 niedrig, als auch beim Betrieb 6000 niedrig wird keine Phosphor-Ausgleichsfütterung benötigt. Diese Betriebe können, im Gegensatz zu den Betrieben mit hoher Grundfutterqualität, den Phosphorbedarf über die un-supplementierten Rationen decken. Dies ist aufgrund des höheren Anteils an Konzentratfuttermittel in der Ration im Vergleich zu den Betrieben mit hoher Grundfutterqualität möglich. Der importierte Phosphor über das Saatgut ist äußerst gering und beträgt maximal 1,2 % vom Gesamtimport an P (Betrieb 5.000 hoch).

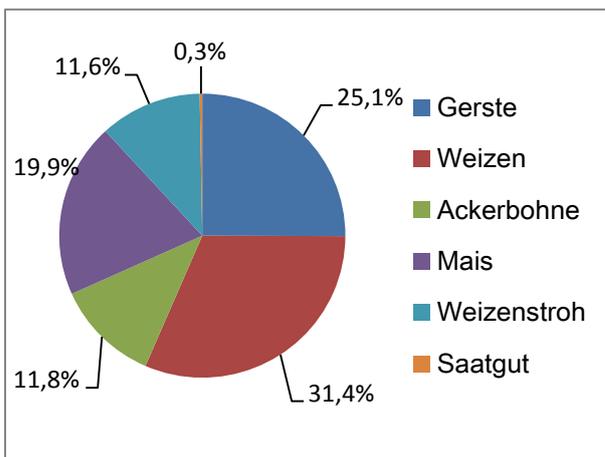


Abbildung 13a: % Anteile am P-Import, Betrieb 5.000 niedrig

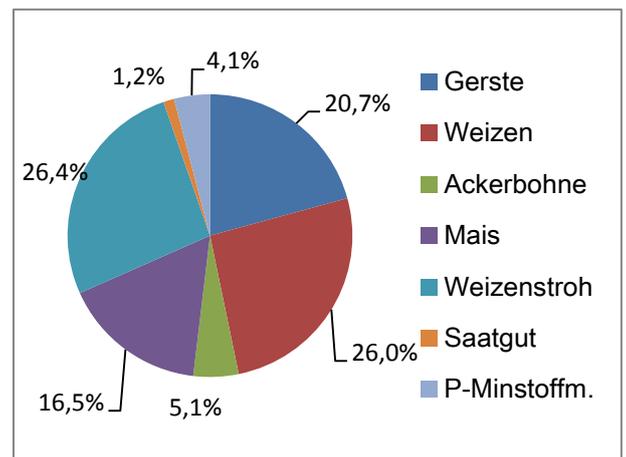


Abbildung 13b: % Anteile am P-Import, Betrieb 5.000 hoch

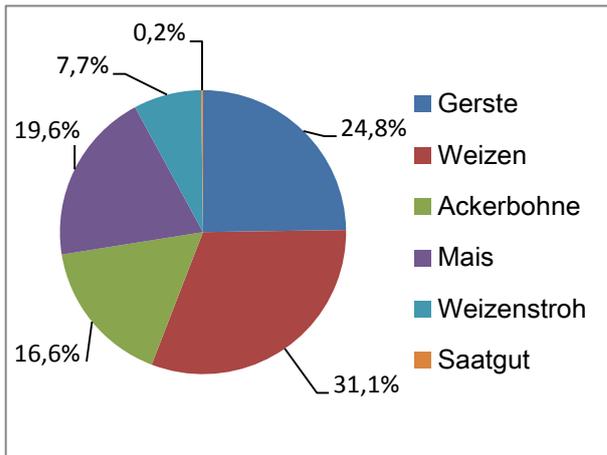


Abbildung 13c: % Anteile am P-Import, Betrieb 6.000 niedrig

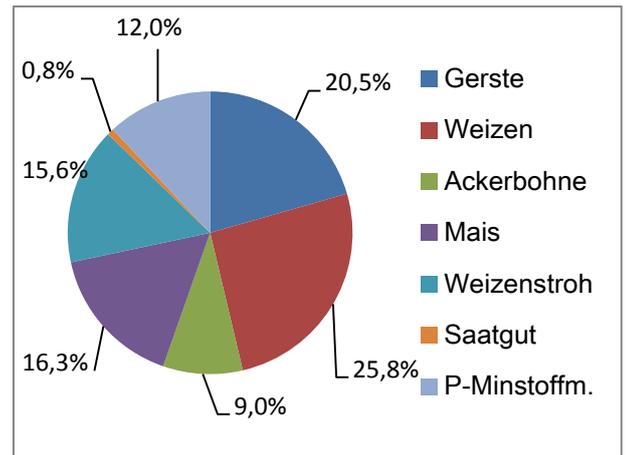


Abbildung 13d: % Anteile am P-Import, Betrieb 6.000 hoch

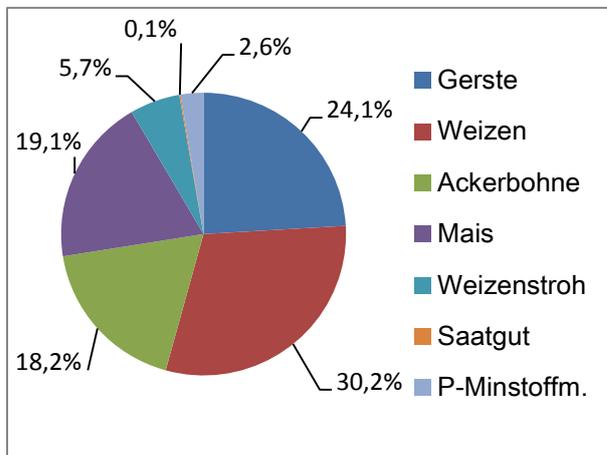


Abbildung 13e: % Anteile am P-Import, Betrieb 7.000 niedrig

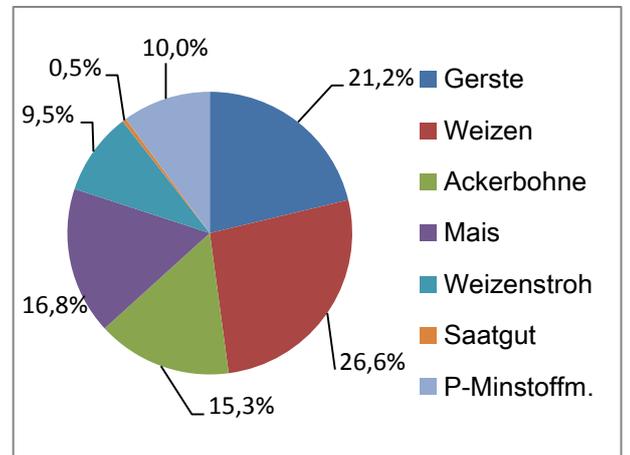


Abbildung 13f: % Anteile am P-Import, Betrieb 7.000 hoch

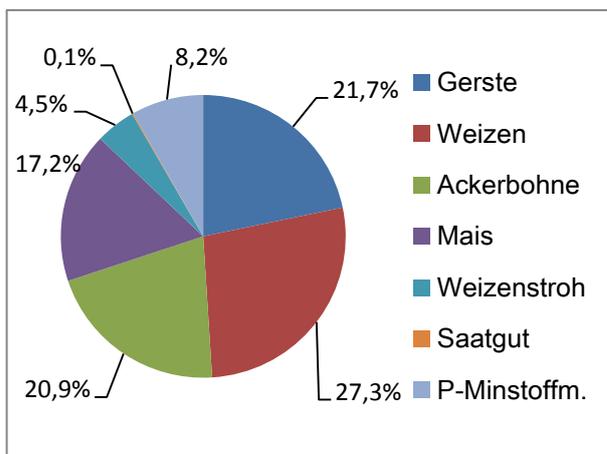


Abbildung 13g: % Anteile am P-Import, Betrieb 8.000 niedrig

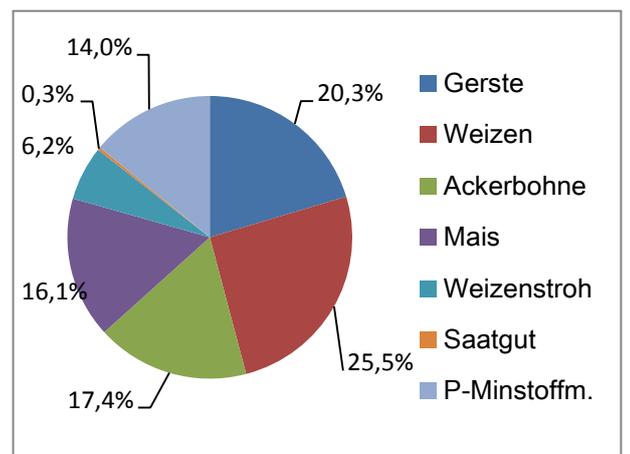


Abbildung 13h: % Anteile am P-Import, Betrieb 8.000 hoch

Die Phosphorbilanzen sind mit -4,44 kg bis 0,61 kg P pro ha und Jahr bei allen Modellbetrieben nach Freyer und Percin (1996) im ausgeglichenen Bereich. Bei den Modellbetrieben mit niedriger Grundfutterqualität sind die P-Bilanzen ausgeglichener als bei den Modellbetrieben mit hoher Grundfutterqualität. Das ist darauf zurück zu führen, dass die Modellbetriebe mit niedriger Grundfutterqualität mehr energiereiches und proteinreiches Konzentratfutter in den Betrieb importieren und somit mehr Phosphor in den Betriebskreislauf bringen als die Modellbetriebe mit hoher Grundfutterqualität. Der Anteil des energiereichen und vor allem des proteinreichen Konzentratfutters an der Gesamtration ist auch dafür ausschlaggebend, dass die Modellbetriebe bei höherer Laktationsleistung einen positiveren P-Saldo aufweisen. Verglichen mit der Literatur lassen sich die Ergebnisse gut einordnen. Jandl (2012) berechnete für ihre Betriebe einen P-Saldo von -1 kg bis 8 kg pro ha und Jahr. Dabei muss beachtet werden, dass jener Betrieb, der den Saldo von 8 kg P pro ha und Jahr aufweist, einen P-Import über Düngemittel von 6 kg pro ha und Jahr hat. Somit haben die Betriebe in der Arbeit von Jandl (2012) wenn, wie auch in dieser Arbeit, kein Dünger berücksichtigt wird, einen P-Saldo zwischen -1 bis 2 kg pro ha und Jahr. Ruttnig (2007) errechnete einen durchschnittlichen P-Saldo von 2,1 kg pro ha und Jahr. Auch der Betrieb in der Arbeit von Ruttnig (2007) importierte im Durchschnitt der drei Jahre jährlich 3,01 kg P pro ha und Jahr. Somit hat der Betrieb von Ruttnig (2007) ohne Berücksichtigung der P-Düngung im Durchschnitt der drei Jahre einen P-Saldo von -0,9 kg pro ha und Jahr. In den Berechnungen von Schumacher (1996) weisen fünf Betriebe aus Mittelhessen einen durchschnittlichen Saldo von 1 kg P pro ha und Jahr auf. Schumacher (1996) berücksichtigte in seinen Berechnungen 3 kg P pro ha und Jahr aus Düngemittelimport und zusätzlich 2 kg P pro ha und Jahr aus Immissionen. Werden diese Importe abgezogen, so ergibt sich ein Saldo von -4 kg P pro ha und Jahr. Wieser (1996) kam zum Ergebnis, dass die von ihr berechneten Betriebe einen P-Saldo von -1,9 kg bis 5,8 kg P pro ha und Jahr aufweisen. Werden auch in dieser Arbeit alle P-Dünger nicht in der Berechnung berücksichtigt, so ergeben sich P-Salden im Bereich von -1,9 kg bis 1,8 kg pro ha und Jahr. Somit sind die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit gut vergleichbar mit denen der genannten Untersuchungen.

5.2.3 Kaliumbilanz

In Tabelle 26 sind die K-Export- und K-Importgrößen für die Modellbetriebe dargestellt. Als K-Exportquellen wurden Milch und Viehverkauf berechnet, wobei der Viehverkauf wiederum in Kühe, männliche Kälber und weibliche Kälber unterteilt wurde. Für den K-Import wurden Gerste, Weizen, Ackerbohne, Mais, Stroh und Saatgut berücksichtigt.

Tabelle 26: K-Hoftorbilanz der Modellbetriebe

| K-Export in kg | 5.000 niedrig | 5.000 hoch | 6.000 niedrig | 6.000 hoch | 7.000 niedrig | 7.000 hoch | 8.000 niedrig | 8.000 hoch |
|----------------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|
| Milch | 124,51 | 124,51 | 185,17 | 185,17 | 239,12 | 239,12 | 278,07 | 278,07 |
| Viehverkauf Kühe | 6,29 | 6,29 | 8,04 | 8,04 | 9,04 | 9,04 | 9,29 | 9,29 |
| Viehverkauf ♂ Kälber | 2,34 | 2,34 | 2,88 | 2,88 | 3,12 | 3,12 | 3,12 | 3,12 |
| Viehverkauf ♀ Kälber | 1,15 | 1,15 | 1,37 | 1,37 | 1,43 | 1,43 | 1,39 | 1,39 |
| Summe | 134,29 | 134,29 | 197,46 | 197,46 | 252,71 | 252,71 | 291,87 | 291,87 |

| K-Import in kg | | | | | | | | |
|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Gerste | 19,40 | 11,84 | 35,81 | 14,58 | 51,34 | 27,25 | 58,45 | 39,99 |
| Weizen | 21,57 | 13,17 | 39,81 | 16,21 | 57,07 | 30,29 | 64,97 | 44,45 |
| Ackerbohne | 14,86 | 8,48 | 39,20 | 10,45 | 63,23 | 32,08 | 91,54 | 55,68 |
| Mais | 16,27 | 13,41 | 30,03 | 12,23 | 43,05 | 22,85 | 49,01 | 33,53 |
| Weizenstroh | 122,35 | 122,35 | 151,86 | 151,86 | 165,93 | 165,93 | 167,00 | 167,00 |
| Saatgut | 0,27 | 0,50 | 0,35 | 0,65 | 0,37 | 0,69 | 0,41 | 0,76 |
| Summe | 194,71 | 169,75 | 297,07 | 205,99 | 380,99 | 279,10 | 431,38 | 341,41 |

| | | | | | | | | |
|---------------|------|------|------|-----|-------|------|-------|------|
| Saldo Betrieb | 60,4 | 35,5 | 99,6 | 8,5 | 128,3 | 26,4 | 139,5 | 49,5 |
| Saldo je ha | 3,4 | 2,0 | 4,2 | 0,4 | 5,1 | 1,1 | 5,0 | 1,8 |

| | | | | | | | | |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Output in % des Inputs | 69,0 | 79,1 | 66,5 | 95,9 | 66,3 | 90,5 | 67,7 | 85,5 |
| Saldo ges. in % des Inputs | 31,0 | 20,9 | 33,5 | 4,1 | 33,7 | 9,5 | 32,3 | 14,5 |

In den K-Hoftorbilanzen der Modellbetriebe ergaben sich Salden zwischen +0,4 (6.000 hoch) und +5,1 (7.000 niedrig) kg K pro ha und Jahr. Alle Betriebe weisen eine positive K-Bilanz auf.

Die K-Salden sind in Abbildung 14 grafisch dargestellt.

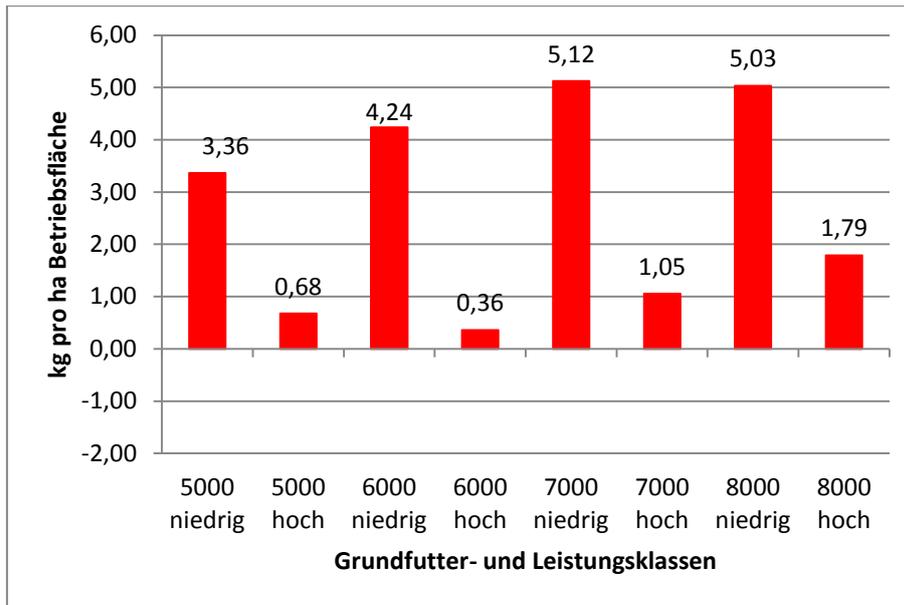


Abbildung 14: K-Salden der Modellbetriebe in kg pro ha

In Abbildung 15a bis Abbildung 15d sind die Anteile der K-Exportkomponenten im Verhältnis zum K-Gesamtexport je Betrieb prozentuell abgebildet. Den größten Anteil beim K-Export aus dem Betrieb hatte, unabhängig vom Leistungsniveau der Betriebe, die Milch. Das Fleisch der Kühe hatte den zweitgrößten K-Exportanteil. Der K-Export über den Kuhverkauf nimmt, je höher die Leistung ist, prozentuell betrachtet von 4,7 % auf 3,2 % ab. Der Grund für diesen Rückgang ist, dass die Milchleistung und somit auch der K-Export über die Milch stärker ansteigt als der K-Export durch die Kühe, welche wegen der Schlachtung aus dem Betrieb ausscheiden. Bei den verkauften männlichen und weiblichen Kälbern hat sich die gleiche Tendenz wie bei den Kühen gezeigt. Bei den Kälbern ist jedoch nur ausschlaggebend, dass die Milchleistung – und somit auch der K-Export über Milch – deutlich stärker steigt als die Anzahl der Kälber am Betrieb. Der Anteil der weiblichen Kälber am K-Export aus dem Modellbetrieb ist, aufgrund der zur Remontierung der Kühe benötigten Kälber, geringer als der Anteil, der auf die männlichen Kälber entfällt.

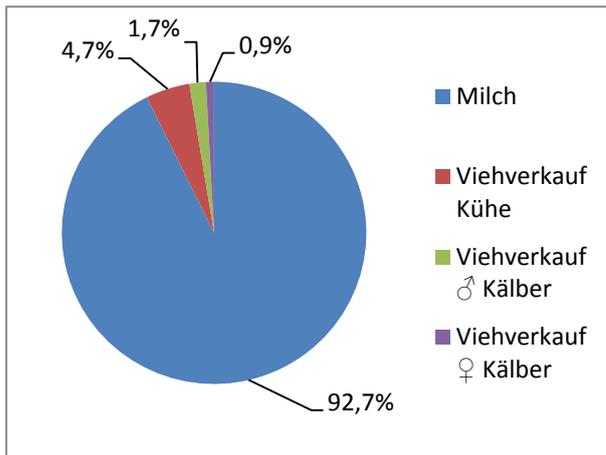


Abbildung 15a: % Anteile am K-Export, Betrieb 5.000 niedrig und 5.000 hoch

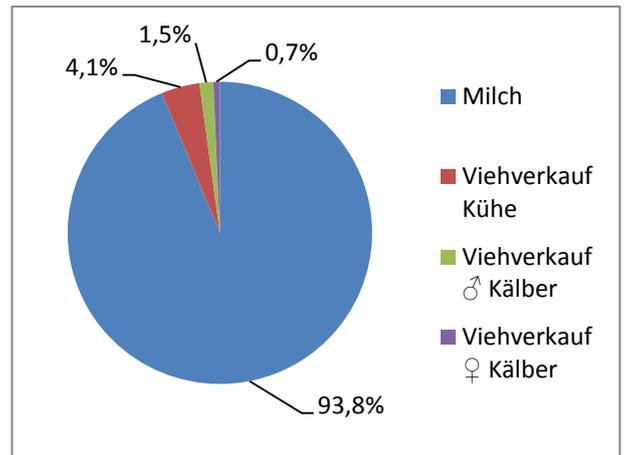


Abbildung 15b: % Anteile am K-Export, Betrieb 6.000 niedrig und 6.000 hoch

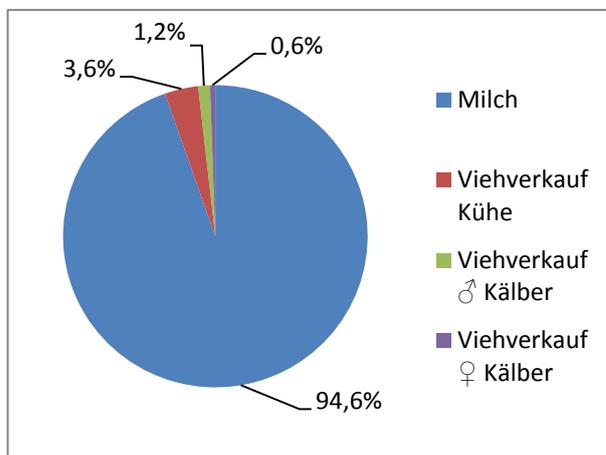


Abbildung 15c: % Anteile am K-Export, Betrieb 7.000 niedrig und 7.000 hoch

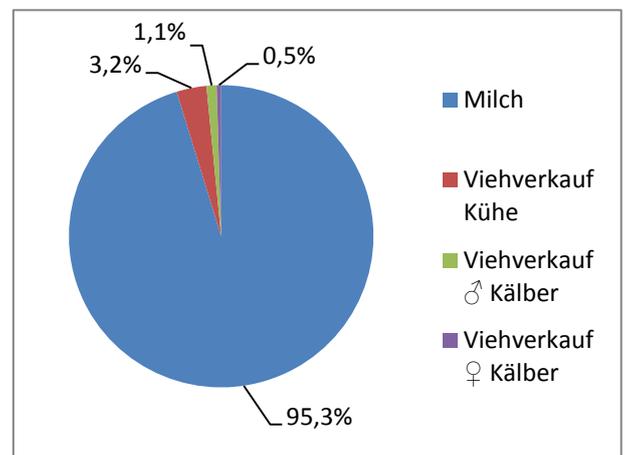


Abbildung 15d: % Anteile am K-Export, Betrieb 8.000 niedrig und 8.000 hoch

Abbildung 16a bis Abbildung 16h geben einen Überblick über die einzelnen Importkomponentenanteile am gesamten K-Import der Modellbetriebe. Das importierte Stroh nimmt einen großen Anteil am gesamten K-Import der Betriebe ein. Letzterer bewegt sich in einem Bereich von 38,7% beim Betrieb 8.000 niedrig bis 83,7% beim Betrieb 5.000 hoch. Diese Variationsbreite kommt durch den unterschiedlichen Einsatz von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln in der Gesamtration zustande. Der K-Import durch Stroh je GVE bleibt über alle Modellbetriebe hinweg konstant. Weitere wichtige K-Importgrößen stellen die zugekauften energie- und proteinreichen Konzentratfuttermittel dar. Summiert bewegt sich dessen Anteil zwischen 16% beim

Betrieb 6.000 hoch und 62,8% beim Betrieb 8.000 niedrig. Der K-Import durch das zugekaufte Saatgut ist marginal und bei allen Modellbetrieben kleiner als 0,5 %.

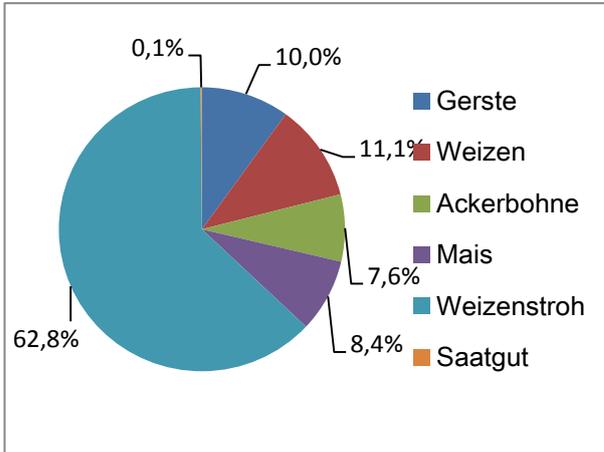


Abbildung16a: % Anteile am K-Import, Betrieb 5.000 niedrig

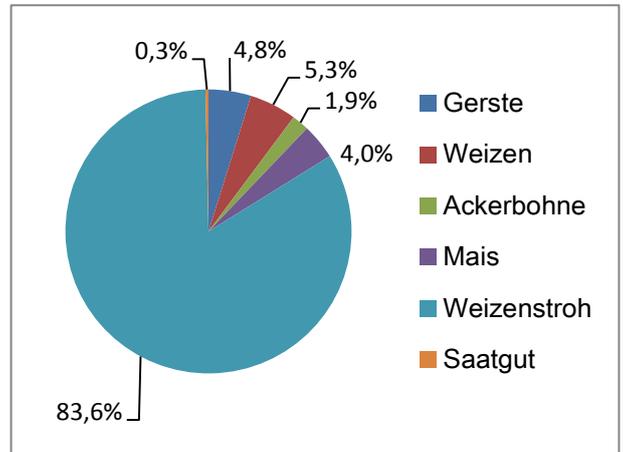


Abbildung16b: %Anteile am K-Import, Betrieb 5.000 hoch

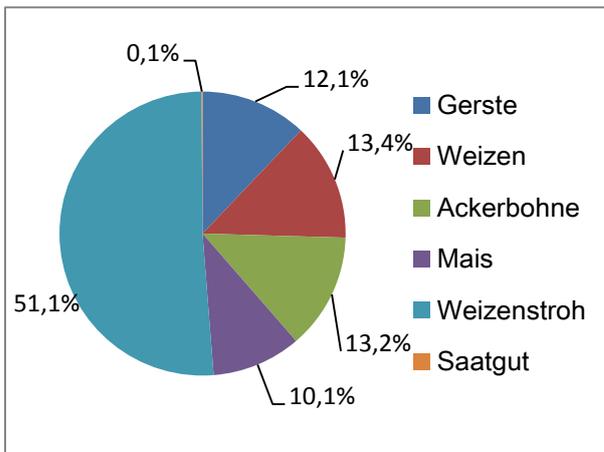


Abbildung16c: % Anteile am K-Import, Betrieb 6.000 niedrig

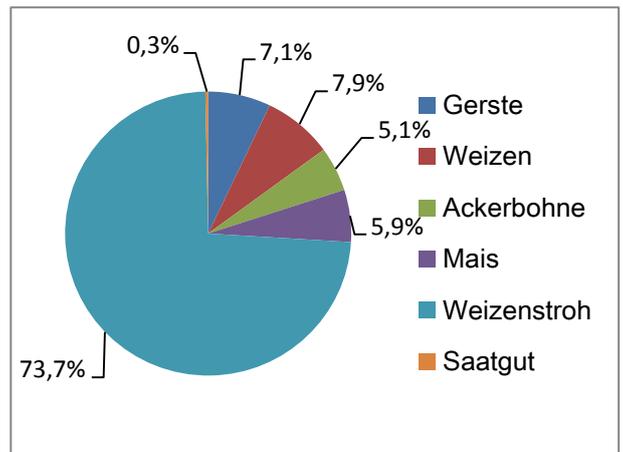


Abbildung16d: %Anteile am K-Import, Betrieb 6.000 hoch

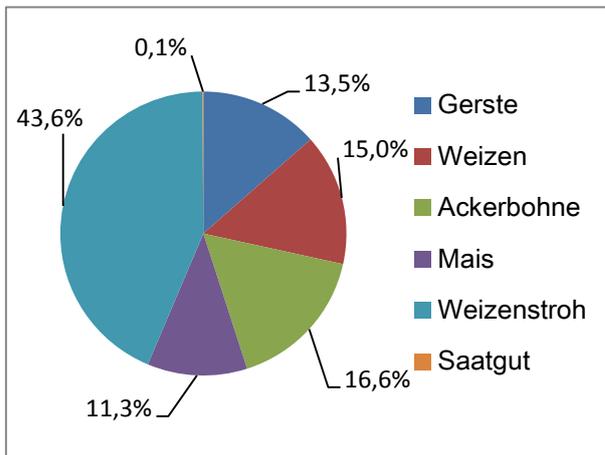


Abbildung16e: % Anteile am K-Import, Betrieb 7.000 niedrig

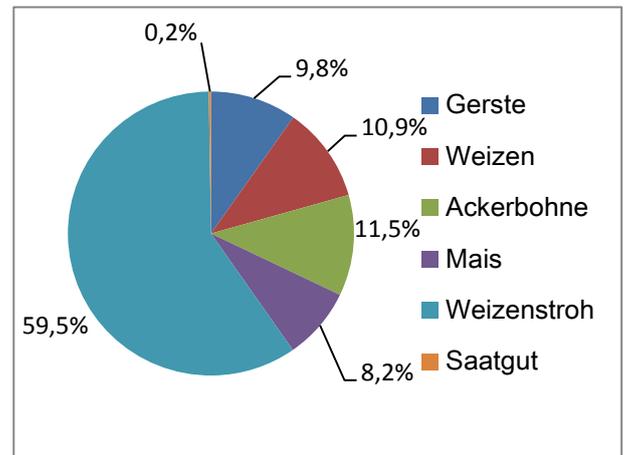


Abbildung16f: % Anteile am K-Import, Betrieb 7.000 hoch

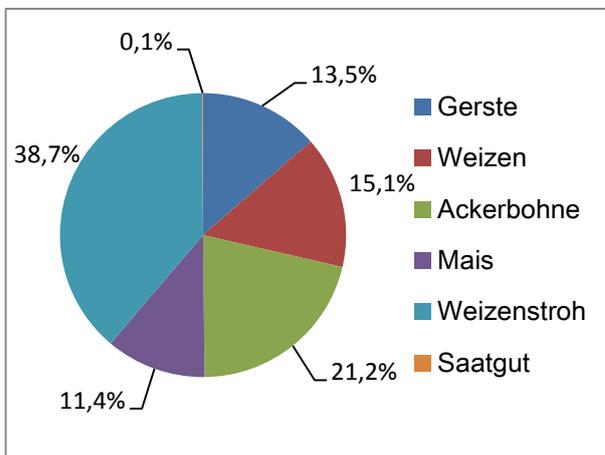


Abbildung 16g: % Anteile am K-Import, Betrieb 8.000 niedrig

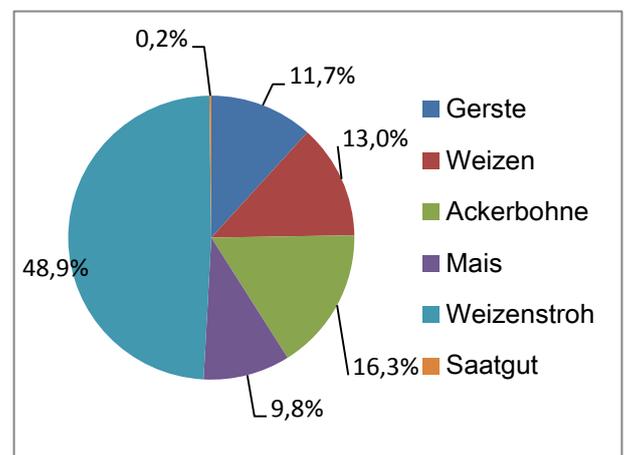


Abbildung 16h: % Anteile am K-Import, Betrieb 8.000 hoch

Die Kaliumbilanzen sind mit 0,36 kg bis 5,12 kg K pro ha und Jahr bei allen Modellbetrieben nach Freyer und Percin (1996) im ausgeglichenen Bereich. Für Betriebe mit hoher Grundfutterqualität ist die K-Bilanz ausgeglichener als bei den Betrieben mit niedriger Grundfutterqualität. Das ist im mengenmäßig geringeren Import an energie- und proteinreichem Konzentratfuttermittel begründet. Mit steigender Milchleistung wird der K-Saldo zunehmend positiver. Dies ist auf den mit der Milchleistung steigenden Import von energie- und proteinreichem Konzentratfuttermittel zurückzuführen. Es fällt auf, dass der Modellbetrieb mit 6.000 kg Laktationsleistung und hoher Grundfutterqualität einen niedrigeren K-Saldo aufweist als der Modellbetrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung bei gleicher Grundfutterqualität. Dies ist die Folge der Leistungssteigerung. Der Betrieb 6.000

hoch exportiert um 33,31 kg mehr K als durch Stroh in den Betrieb importiert wird. Der Betrieb 5.000 hoch hingegen exportiert durch die Milch nur 2,16 kg mehr K als durch Stroh in den Betrieb importiert wird. Dadurch kommt es beim Modellbetrieb 5.000 hoch trotz geringeren Importmengen von energie- und proteinreichen Konzentratfuttermitteln zu einem höheren K-Saldo als beim Modellbetrieb 6.000 hoch.

Nachfolgend werden die Resultate der vorliegenden Arbeit mit der Literatur verglichen. Jandl (2012) berechnete für die Betriebe in ihrer Arbeit einen K-Saldo von -1 bis 36 kg K pro ha und Jahr. Betrachtet man die Ergebnisse ihrer Arbeit genauer, so lässt sich feststellen, dass jener Betrieb mit dem Saldo von 36 kg K pro ha und Jahr sehr viel Kalium mittels Düngermittel (12 kg pro ha und Jahr) und Grundfutter (20 kg pro ha und Jahr) in den Betrieb importierte. Ein weiterer Betrieb (Betrieb 3) erreichte laut Jandl (2012) einen K-Saldo von 29 kg pro ha und Jahr. Jedoch hatte dieser Betrieb aufgrund des Stallsystems (Tretmist) einen deutlich höheren Strohbedarf, was sich erheblich auf den K-Saldo auswirkt (+22 kg K pro ha und Jahr). Rutnig (2007) errechnete für den von ihr erhobenen Betrieb einen K-Saldo von 3,1 kg K pro ha und Jahr. Zu beachten ist, dass dieser Wert einen dreijährigen Mittelwert darstellt. Im Betrieb wurde jedoch innerhalb dieser drei Jahre von Anbindehaltung auf Laufstallsystem umgestellt. Dadurch wurde der Strohaufwand deutlich verringert und der K-Saldo innerhalb dieser drei Jahre um 4 kg pro ha reduziert. Verglichen mit den Ergebnissen von Schumacher (1996) zeigt sich ebenfalls eine gute Übereinstimmung. Schumacher (1996) errechnete für seine Betriebe einen Saldo von 4 kg K pro ha und Jahr. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass die von Schumacher untersuchten Betriebe jährlich 5 kg K pro ha über Handelsdünger in den Betrieb importierten. Wieser (1996) errechnete in ihrer Arbeit eine K-Bilanz von -0,4 kg bis 19,4 kg pro ha und Jahr. Besonders fällt auf, dass jener Betrieb mit einem Saldo von 19,4 kg K pro ha und Jahr besonders viel Stroh in den Betrieb importierte. Dieses importierte Stroh brachte dem Betrieb 23 kg K pro ha und Jahr. Im Vergleich dazu hat der Betrieb mit 5.000 kg Laktationsleistung und hoher Grundfutterqualität einen K-Import durch das Stroh von 6,8 kg pro ha und Jahr. Somit sind auch die Ergebnisse dieser Arbeit hinsichtlich K-Bilanz gut vergleichbar mit denen der genannten Untersuchungen.

6 Schlussfolgerungen

Das sogenannte „Arla-Programm“ von Dalgaard und Schmidt (2012) kann durchaus für die Berechnung der THG-Emissionen von (Bio-) Betrieben in Österreich verwendet werden. Jedoch muss dabei berücksichtigt werden, dass möglicherweise Teilergebnisse mit Hilfe von Korrekturwerten, welche separat berechnet werden müssen, anzupassen sind. Nur dadurch können die österreichischen Verhältnisse bestmöglich wiedergegeben werden. Zusätzlich muss beachtet werden, dass die Teilergebnisse im Speziellen nicht direkt verglichen werden können, da sie einer anschließenden Korrektur unterliegen.

Bezüglich der THG-Emissionen lassen sich Unterschiede zwischen den betrachteten Leistungsklassen und Grundfutterqualitäten finden. Bezogen auf die Produkteinheit zeigt sich, dass die Betriebe mit niedriger Leistung höhere THG-Emissionen aufweisen als Betriebe mit höherer Leistung. Es kommt somit zu einer leistungsabhängigen Degression der THG-Emissionen. Diese ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die verfütterte Menge an Konzentratfuttermittel eine größere Leistungssteigerung als einen Emissionsanstieg bringt. Somit kommt es im Zuge einer Leistungssteigerung zu einer Reduktion der THG-Emissionen je kg ECM. Die nur noch marginale Verringerung der THG-Emissionen beim Übergang vom Leistungsniveau 7.000 auf 8.000 kg deutet darauf hin, dass diesbezüglich eine Senke erreicht ist, ab der eine weitere Leistungssteigerung keinen Effekt mehr bringt. Durch eine Verbesserung der Grundfutterqualität (Erntezeitpunkt, Mähtechnik, Einfuhrtechnik, usw.) kann eine deutliche Senkung der Emissionen je kg ECM erreicht werden. Die Begründung dafür ist die bei steigender Grundfutterqualität mögliche Reduktion der Kraftfuttermenge in der Ration. Auch eine gesteigerte Grundfutteraufnahme je Kuh kann durch eine Verbesserung der Grundfutterqualität erreicht werden.

Bezogen auf ein ha landwirtschaftlicher Nutzfläche zeigt sich, dass mit einem Anstieg der Laktationsleistung auch die THG-Emissionen je ha steigen. Die THG-Emissionen steigen sowohl je ha Nutzfläche am Betrieb als auch je ha Nutzfläche, die gesamt beansprucht wird. Jedoch steigen die THG-Emissionen je ha Nutzfläche am Betrieb schneller als die THG-Emissionen je ha beanspruchter Fläche. Betriebe mit hoher Grundfutterqualität emittieren weniger THG je ha betrieblicher Nutzfläche. Bezogen auf die Gesamtfläche, die pro Betrieb beansprucht wird, zeigt sich ein konträres Bild. Hier emittieren die Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität weniger THG pro ha als die Betriebe mit hoher Grundfutterqualität. Somit kann eine Steigerung der Grundfutterqualität nicht die Menge

an THG-Emissionen je ha ausgleichen, die bei niedriger Grundfutterqualität durch die zusätzlich benötigte Fläche verteilt werden.

Um eine Tonne ECM zu erzeugen wird in Bezug auf die Flächennutzung ersichtlich, dass intensiv wirtschaftende Betriebe weniger Fläche benötigen als extensiv wirtschaftende. Schließt man die Grünlandfläche, welche der Mensch nicht direkt nutzen kann, aus dieser Betrachtung aus, so ergibt sich folgendes Bild:

Bei niedriger Grundfutterqualität steigt der Ackerflächenverbrauch bis zu einer Leistung von rund 7.000 kg je Laktation konstant an. Die Steigung des Ackerflächenverbrauches verflacht bei niedriger Grundfutterqualität aber ab dieser Leistung merklich. Betriebe mit hoher Grundfutterqualität benötigen deutlich weniger Ackerfläche um die gleiche Menge ECM zu produzieren als Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität. Den geringsten Ackerflächenverbrauch pro Tonne ECM konnte beim Betrieb 5.000 hoch festgestellt werden. Bei hoher Grundfutterqualität steigt der Ackerflächenverbrauch mit zunehmender Leistung konstant an.

Die N-Hoftorbilanzen sind für alle Modellbetriebe positiv. Insgesamt bewegen sich die Bilanzen für N im schwach überschüssigen bis überschüssigen Bereich, wobei die Modellbetriebe mit hoher Grundfutterqualität alle im schwach überschüssigen Bereich liegen. Betriebe mit niedriger Grundfutterqualität platzieren sich, bis auf jenen mit der niedrigsten Laktationsleistung, im überschüssigen Bereich. Die N₂-Fixierung durch die Leguminosen stellt für alle Betriebe die größte Importgröße dar und ist somit maßgeblich an den Überschüssen beteiligt. Als quantitativ bedeutendste Exportgröße ist der Milchverkauf zu nennen.

Bei der P-Hoftorbilanz sind alle Modellbetriebe als ausgeglichen einzustufen. Numerisch betrachtet sind bis auf die höchste Laktationsleistung bei niedriger Grundfutterqualität alle Salden, wenn auch nur geringfügig, negativ. Als Hauptgröße für den P-Import in den Betrieb ist über alle Modellbetriebe hinweg der Krafffutterzukauf zu nennen. Beim P-Export ist wie auch beim Nährstoff N die Milch als wichtigste Größe zu nennen.

In der Bilanz für den Nährstoff K sind alle Modellbetriebe leicht positiv, aber im ausgeglichenen Bereich liegend. Hauptverantwortlich für den Export von K aus dem Betrieb ist auch hier die Milch. Beim K-Import ist ein Großteil auf den Strohkauf für die Einstreu der Liegefläche und auf das importierte Krafffutter zurückzuführen. Die Prozentanteile am Gesamt-K-Import sind stark abhängig vom Leistungsniveau und der Grundfutterqualität.

7 Literaturverzeichnis

AGROSCOPE (2014): Onlinekatalog FEEDBASE http://www.feedalp.admin.ch/fmkatalog/katalog/de/html/unit_einfuehrung.html aufgerufen am 07.03.2014.

ANDERL, M.; BEDNAR, W.; GÖSSL, M.; HAIDER, S.; HELLER, C.; JOBSTMANN, H.; KÖTHER, T.; LAMPERT, C.; PAZDERNIK, K.; POUPA, S.; RIGLER, E.; SCHIEDER, W.; SCHINDLBACHER, S.; SCHMID, C.; SCHNEIDER, J.; SCHMIDRUZICKA, S.; SEUSS, K.; STRANNER, G.; STORCH, A.; WEISS, P.; WIESENBERGER, H.; WINTER, R.; ZECHMEISTER, A. und ZETHNER, G. (2013): Klimaschutzbericht 2013 – 2. korrigierte Auflage. Herausgeber, Umweltbundesamt GmbH, Wien.

ANDERL, M.; FREUDENSCHUSS, A.; HAIDER, S.; KÖTHER, T.; LAMPERT, C.; PAZDERNIK, K.; POUPA, S.; PURZNER M.; SCHODL, B.; SCHWAIGER, E.; SPORER, M.; STRANNER, G.; WEISS, P.; WIESER, M.; ZECHMEISTER, A. und ZETHNER, G. (2012): Austria's annual greenhouse gas inventory 1990 – 2010, Submission under Decision 280/2004/EC. <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0358.pdf> besucht am 2013-10-15

ANGER, M.; HOFFMANN, U. und KÜHBAUCH, W. (1997): Hoftorbilanzen von Grünlandbetriebern des Mittelgebirges. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 27, 147-153.

AMA (2011): Agrarmarkt Austria, Umrechnungsschlüssel Großvieheinheiten. <http://www.ama.at/Portal.Node/ama/public?gentic.am=FTS.searchresults&gentic.pb=focus&p.key=1399985609527&gentic.ts=1399985609> besucht am 13.05.2014

AMON B. (2006): Emissionen umwelt- und klimarelevanter Gase aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung. Habilitationsschrift, Universität für Bodenkultur, Wien

BIO AUSTRIA (2013): Produktionsrichtlinien. Fassung September 2010.Revision 2013.
Bio Austria – Verein zur Förderung der biologischen Landwirtschaft, Linz. 97 S.

BMLFUW (s.a.): Klimawandel – „vom Acker bis zum Teller“ – Landwirtschaft, Ernährung
und Klima. Herausgeber, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Wien.

BMLFUW (2013): Grüner Bericht – Bericht über die Situation der österreichischen Land-
und Forstwirtschaft. 54. Auflage, Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 341 S

BONESMO. H.; BEAUCHEMIN. K.A.; HARSTAD. O.M. und SKJELVAG A.O. (2013):
Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef
production: A systems analysis of Norwegian farms. In: Livestock Science 152
(2013) S. 239-252

BUCHGRABER, K. und GINDL, G. (2004): Zeitgemäße Grünlandbewirtschaftung 2., völlig
neu bearbeitete Auflage, Leopold Stocker Verlag Graz, ISBN 3-7020-1073-4, 192 S.

DALGAAD, R. und SCHMIDT, J. H. (2012): National and farm level carbon footprint of
milk-Life cycle inventory for Danish and Swedish milk 2005 at farm gate. Arla Foods,
Aarhus, Denmark

DIERCKS, R., 1986: Alternativen im Landbau: Eine kritische Gesamtbilanz. 1. Auflage
1983, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

DIERCKS, R. (1983): Alternativen im Landbau, Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart

- DIETL, W.; LEHMANN, J. (2006): Ökologischer Wiesenbau, nachhaltige Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2. Auflage. Österreichischer Agrarverlag Druck- und Verlagsges.m.b.H Nfg.KG, Leopoldsdorf. 136 S.
- DILLON, P.; SHALLOO, L.; WALLACE, M. und BUTLER, A.M. (2005): Integrated modelling of dairy production systems under technical, environmental and economic scenarios. In: Final report project number 5062, Teagasc Oakpark Carlow.
- DOBBIE, K. E. und SMITH, K. A. (2001). The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. European Journal of Soil Science, Volume 52, Issue 4, Pages 667-673
- CRUTZEN, P.; ASELMANN, I. und SEILER, W. (1986): Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. In: Tellus, Series B, Chemical and Physical Meteorology, Volume 38, Issue 3-4, Pages 271-284, Stockholm
- EU Kommission (2008): Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische / biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32008R0889> aufgerufen am 14.03.2014
- FEEDIPEDIA (2014): „Feedipedia-Animal Feed Resources Information System-INRA CIRAD AFZ and FAO © 2012-2013“. <http://www.feedipedia.org/node/12758> aufgerufen am 07.03.2014.
- FLESSA, H. (2010): Lachgasemissionen landwirtschaftlich genutzter Böden – Stand des Wissens. In: KTBL-Schrift 483, Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, Herausgeber,

- FREYER, B. und PERICIN, C, 1996: Nährstoffhaushalt in biologisch bewirtschafteten Betrieben. Agrarforschung 3/1,29-32.
- FRITSCH, F., 1995: Nährstoffbilanzen richtig erstellen. DLZ-Agrarmagazin 46, Heft 10, 23-26.
- FRITSCH, F. (1997): Anwendung Betriebs- und Schlagbezogener Nährstoffbilanzen in der landwirtschaftlichen Beratung vor dem Hintergrund der Düngeverordnung. Bd. 20-Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20.-21. Juni 1996. Wien: Umweltbundesamt Wien, 109.
- FÜRST, C. (2014a): Pers. Comm. am 22.01.2014. ZuchtData EDV-Dienstleistungen GmbH, Wien.
- FÜRST, C. (2014b): Pers. Comm. am 14.03.2014. ZuchtData EDV-Dienstleistungen GmbH, Wien.
- GERBER, P.; VELLINGA, T.; OPIO, C. und STEINFELD, H. (2011): Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. In Livestock Science (2011) 139, 100 – 108.
- GfE (2001): Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder. Ausschuß für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- GUGGENBERGER, T. (2006): Nährstoffbilanzierung in den österreichischen Grünlandbetrieben. Bericht über das 12. Alpenländische Expertenforum zum Thema Neuerungen und Herausforderungen in der Düngung von Grünland und Feldfutter am 30. März 2006. Irdning: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, 43-50.

- HAENEL, D.H.; FREIBAUER, A.; RÖSEMANN, C.; PODDEY, E.; EURICH-MENDER, B. und DÖHLER, H. (2010): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden im Rahmen der deutschen Klimaberichterstattung. In: KTBL-Schrift 483, Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, Herausgeber: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, 11-25
- HAIGER, A. (2011): Milchkühe zwischen Markt und Biologie. Der Alm und Bergbauer (12): 12–15.
- HEGE, U., 1997: Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe-Vorgehensweise und Bewertung. Tagungsberichte Band 20 des Umweltbundesamtes •Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft-Ein Instrument für den Umweltschutz?
- HERMANSEN, J.E. und KRISTENSEN, T. (2011): Management options to reduce the carbon footprint of livestock products.
- HERRMANN, G. und PLAKOLM, G., 1993: ökologischer Landbau. Grundwissen für die Praxis, österreichischer Agrarverlag, Wien.
- HINDRICHSEN, I.K., WETTSTEIN, H.R., MACHMÜLLER, A. & KREUZER, M. (2006): Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. Agriculture, Ecosystems and Environment 113, 150-161.
- HIRSCHFELD, J.; WEISS, J.; PREIDL, M. und KORBUN, T. (2008): Klimawirkungen der deutschen Landwirtschaft [online]. http://www.ioew.de/uploads/tx_ukioewdb/IOEW-SR_186_Klimawirkungen_Landwirtschaft_02.pdf [abgefragt am 19.11.2013]. Schriftenreihe des IÖW 186/09. Berlin.

- HÖRTENHUBER S., LINDENTHAL, T., AMON, B., MARKUT, T., KIRNER L. und ZOLLITSCH, W. (2010): Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems – model calculations considering the effects of land use change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25 (4), 316–329.
- HÖRTENHUBER S., LINDENTHAL, T. und ZOLLITSCH, W. (2011): Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. In *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91 (6), 1118–1127
- HÖRTENHUBER, S. und ZOLLITSCH, W.; (2009): Treibhausgasemissionen aus der Milchviehhaltung – Zur Bedeutung der Systemgrenzen. In: 36. Viehwirtschaftliche Fachtagung 2009, Lehr und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg – Gumpenstein 137 – 144.
- HÖRTENHUBER S. und ZOLLITSCH W. (2011): Wie sieht es mit den Treibhausgasen in der Landwirtschaft aus? In: Bericht zur 17. Wintertagung 2011, Herausgeber, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 27-28
- HÖRTENHUBER, S. (2013a): Pers. Comm. am 13.11.2013. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- HÖRTENHUBER, S. (2013b): Pers. Comm. am 14.10.2013. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- HÖRTENHUBER, S. (2013c): Pers. Comm. am 29.11.2013. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.

- HÖRTENHUBER, S. (2013d): Pers. Comm. am 19.03.2014. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- HÖRTENHUBER, S. (2014b): Pers. Comm. am 22.04.2014. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- HÜLSBERGEN, K.-J.; KÜSTERMANN, B. und KAINZ, M. (2007): Modeling carbon cycles and estimation of green-house gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*. 23: 1-16.
- INVEKOS (2014): Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem nach den Vorgaben der Verordnung (EG) Nr. 73/2009. Ministerium für ein lebenswertes Österreich http://www.bmlfuw.gv.at/land/direktzahlungen/invekos/invekos_recht.html besucht am 22.05.2014
- IPCC 2013: Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group 1 – twelfth session. Stockholm September 2013
- JRC-JOINT RESEARCH CENTRE (2010): Evaluation of the livestock sector`s contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS). Executive Summary http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/index_en.htm besucht am 2013-10-11
- KAISER, E. A. und RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany-An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Volume 163, Issue 3, Pages 249-260

- KIRCHGESZNER, M.; WINDISCH, W. und MÜLLER, H.L. (1995): Nutritional factors for the quantification of methane production. In W.V. Engelhardt, S. Leonhard-Marek, G. Breves, and D. Giesecke (eds). Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings of the VIII International
- KRISTENSEN, T.; MOGENSEN, L.; TRYDEMAN KNUDSEN, M. und HERMANSEN, J.E. (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach In: Livestock Science 140, 2011. S. 136-148
- KRYVORUCHKO V. (2004): Methanbildungspotential von Wirtschaftsdüngern aus der Rinderhaltung und Wirkung der Abdeckung und anaeroben Behandlung auf klimarelevante Emissionen bei der Lagerung von Milchflüssigmist. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, 103-108
- KOEPF, H.; KAFFKA, S. und SATTLER, F. (1989): Nährstoffbilanz und Energiebedarf im landwirtschaftlichen Betriebsorganismus. Stuttgart: Verlag Freies Geistesleben.
- KÜHBAUCH, W. und ANGER, M., 1999: Modellberechnung des Nährstoffspielraums von Grünlandbetrieben mit Milchproduktion. Agribiol. Res. 52, 77-84.
- LINDENTHAL, T.; MARKUT, T.; HÖRTENHUBER, S.; RUDOLPH, G. und HANZ, K. (2010): Klimabilanz von Ökoprodukten-Klimavorteile erneut nachgewiesen. In: Ökologie und Landbau 153, 1/2010. S. 51-53. Wien.
- LINDENTHAL, T.; MARKUT, T.; HÖRTENHUBER, S.; THEURL, M. und RUDOLPH, G., (2010): Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. In: Proceedings of the International Conference on LCA in the Agri-Food, Bari, Italy, 22 to 24 September 2010. Proceeding, Vol (1), pp 319 – 324

- MEYER, U. (2005): Fütterung von Kälbern und Jungrinder, In: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 289, S. 127 – 136.
- NEUMAYR, C. (2012): Treibhausgasemissionen von Systemen der Rind- und Lammfleisch-Erzeugung. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- O'BRIEN, D.; SHALLOO, L.; PATTON, J.; BUCKLEY, F.; GRAINGER, C. und WALLACE, M. (2012): A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. In: Agricultural Systems 107 (2012) S.33-46
- O'DONNELL, S.; SHALLOO, L.; BUTLER, A.M. und HORAN, B. (2008): A survey analysis of opportunities and limitations of Irish dairy farmers. In: J. Farm Manage. 13, 419–434.
- PATHAK, H. (1999): Emissions of nitrous oxide from soil. Current Science, Volume 77, Issue. 3, Pages 359-369.
- PÖTSCH, E.M.,1996: Über den Einfluss der Düngungsintensität auf den N-Kreislauf im alpenländischen Grünland. Die Bodenkultur 49 (1), Wien.
- PROKOP, G. et al (2011): Grund genug? Flächenmanagement in Österreich-Fortschritte und Perspektiven. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung V5, Verkehr, Mobilität, Siedlungswesen und Lärm, Wien
- QDPI&F (2005): BEEFBAL—A Nutrient Mass Balance Model for Beef Cattle Feedlots. Department of Primary Industries and Fisheries, Brisbane, Queensland
- RESCH, R.; WIEDNER, G.; TIEFENTHALLER, F.; WURM, K.; STROMBERGER, W.; FRANK, P. und MEUSBURGER, C. (2009): Abschlussbericht Silagequalität, Qualitätsbewertung von österreichischen Grassilagen und Silomais aus Praxisbetrieben; Lehr und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-gumpenstein, Irdning (2010)

- RUTTNIG, S. (2007): Nährstoffbilanzen, Nährstoffflüsse und Nährstoffeffizienz eines biologisch bewirtschafteten Betriebes im alpinen Grünland. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- SCHUBERT, S. (2006): Pflanzenernährung. Grundwissen Bachelor, UTB, Stuttgart
- SCHUMACHER, U. 1996: Vergleichende nutztierökologische Untersuchungen auf ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Mittelhessen. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- SCHWERIN, M.; BONGARTZ, B.; CRAMER, H.; EURICH-MENDEN, B.; FLACHOWSKY, G.; GAULY, M.; HEISSENHUBER, A.; DÖPPNER, D.; INGWERSEN, J.; MARQUARDT, O.-W.; MENZEL, A.; OSTERBURG, B.; TAUBE, F. UND WITTKOWSKI, G. (2012): Der Klimawandel und die Herausforderungen für die Nutztierhaltung von morgen in Deutschland. Positionspapier der DGfZ-Projektgruppe "Klimarelevanz in der Nutztierhaltung". Züchtungskunde (84): 103-128.
- SIEBENEICHER, G. E. (Hrsg.) 1993: Handbuch für den biologischen Landbau: das Standardwerte für alle Richtungen und Gebiete. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- SMITH P., MARTINO D., CAI Z., GWARY D., JANZEN H., KUMAR P., MC CARL B., OGLE S., O'MARA F., RICE C., SCHOLES B., SIROTENKO O., HOWDEN M., MC ALLISTER TIM, PAN G., ROMANENKOV V., SCHNEIDER U., TOWPRAYOON S., WATTENBACH M., SMITH J. (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B (2008) 363, 789-813
- STATISTIK AUSTRIA (2012): Agrarstrukturerhebung 2010- Betriebsstruktur, Schnellbericht 1.17. Herausgeber, Statistik Austria Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.

STEIN-BACHINGER, K., BACHINGER, J., SCHMITT, L. (2004): Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

STATISTIK AUSTRIA (2014):
http://www.statistik.at/web_de/statistiken/land_und_forstwirtschaft/agrarstruktur_flaechen_ertraege/feldfruechte/index.html besucht am 09.04.2014

STEIN-BACHINGER, K., BACHINGER, J., SCHMITT, L. (2004): Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

STEINER, R. (1924): Geisteswissenschaftliche Grundlagen zum Gedeihen der Landwirtschaft. Landwirtschaftlicher; Kurs. 7. Auflage, Rudolf Steiner Verlag, Domach/Schweiz.

UMWELTBUNDESAMT (2012): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2010. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4292.html> besucht am 21.11.2013

VELLINGA, T.; de HAAN, M. H. A.; SCHILS, R. L. M.; EVERS, A und van den POL-van DASSELAAR, A. (2011): Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: farmers preferences and variation in cost effectiveness. *Livest. Sci.* 137, 185–195.

WERNER, W. (1998): Ökologische Aspekte des Phosphor-Kreislaufs, Anthropogene Eingriffe in den globalen Phosphorkreislauf und deren Folgen für die Umwelt. In: *UWSF* 10, 295-305

WIESER, I. (1996): Nährstoffbilanzen und differenzierte Nutzungsintensität auf einem biologisch wirtschaftenden Grünlandbetrieb in der Gemeinde Molln, Wien, Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur

ZEHETMEIER, M.; BAUDRACCO, J.; HOFFMANN, H. und HEISZENHUBER, A. 2012: Does increasing milk yield reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal*, 6 (1), 154-166

8 Anhang

Tabelle 27: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 5.000 niedrig

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|---|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,60 | 0,20 | 1,0339 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,111 | 0,028 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,070 | 0,025 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| Hay instead of silage | -0,0878 | | -0,0628 |
| Pasture instead of silage | 0,0084 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0166 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,057 | | 0,2584 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,007 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,058 | | |
| Electricity | 0,026 | | |
| Transport | 0,006 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,105 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| Hay instead of silage | 0,0076 | | -0,0064 |
| Pasture instead of silage | -0,0138 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0002 | | |
| Total | | | 1,22 |

Tabelle 28: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 5.000 hoch

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|---|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,56 | 0,19 | 0,9722 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,105 | 0,027 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,066 | 0,023 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0878 | | -0,0699 |
| pasture instead of silage | 0,0084 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0095 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,034 | | 0,22745224 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,006 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,057 | | |
| Electricity | 0,025 | | |
| Transport | 0,004 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,102 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0098 | | -0,0041 |
| pasture instead of silage | -0,0138 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0001 | | |
| Total | | | 1,13 |

Tabelle 29: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 6.000 niedrig

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|---|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,56 | 0,18 | 0,9526 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,103 | 0,025 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,063 | 0,021 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0773 | | -0,0405 |
| pasture instead of silage | 0,0074 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0294 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,073 | | 0,2563 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,006 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,051 | | |
| Electricity | 0,026 | | |
| Transport | 0,008 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,092 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0067 | | -0,0059 |
| pasture instead of silage | -0,0122 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0004 | | |
| Total | | | 1,16 |

Tabelle 30: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 6.000 hoch

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|---|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,52 | 0,16 | 0,8808 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,097 | 0,023 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,060 | 0,020 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0773 | | -0,0621 |
| pasture instead of silage | 0,0074 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0078 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,029 | | 0,2065 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,006 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,051 | | |
| Electricity | 0,026 | | |
| Transport | 0,003 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,092 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0086 | | -0,0037 |
| pasture instead of silage | -0,0122 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0001 | | |
| Total | | | 1,02 |

Tabelle 31: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 7.000 niedrig

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|--|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,52 | 0,15 | 0,8572 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,095 | 0,020 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,056 | 0,017 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0637 | | -0,0209 |
| pasture instead of silage | 0,0061 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0367 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,086 | | 0,2497 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,005 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,043 | | |
| Electricity | 0,027 | | |
| Transport | 0,009 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,079 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0055 | | -0,0050 |
| pasture instead of silage | -0,0100 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0005 | | |
| Total | | | 1,08 |

Tabelle 32: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 7.000 hoch

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|---|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,48 | 0,14 | 0,7916 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,089 | 0,019 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,053 | 0,016 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0637 | | -0,0390 |
| pasture instead of silage | 0,0061 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0186 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,046 | | 0,2043 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,005 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,043 | | |
| Electricity | 0,027 | | |
| Transport | 0,005 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,079 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0071 | | -0,0032 |
| pasture instead of silage | -0,0101 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0002 | | |
| Total | | | 0,95 |

Tabelle 33: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 8.000 niedrig

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|--|-------------|---------------------------|-------------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,50 | 0,13 | 0,8139 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,092 | 0,018 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,054 | 0,015 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0580 | | -0,0068 |
| pasture instead of silage | 0,0055 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0457 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,089 | | 0,2410 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,005 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,038 | | |
| Electricity | 0,028 | | |
| Transport | 0,010 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,071 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0050 | | -0,0047 |
| pasture instead of silage | -0,0091 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0006 | | |
| Total | | | 1,04 |

Tabelle 34: THG-Emissionen nach Emissionsquellen, Betrieb 8.000 hoch

| Carbon footprint, kg CO ₂ -eq. per kg ECM at farm gate | Milking cow | Raising heifers and bulls | Total |
|--|-------------|---------------------------|---------|
| Farm emissions | | | |
| CH ₄ , enteric fermentation | 0,42 | 0,17 | 0,7643 |
| CH ₄ , manure handling and storage | 0,078 | 0,024 | |
| N ₂ O (manure from housing and crops) | 0,045 | 0,020 | |
| Enteric Fermentation, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | -0,0580 | | -0,0247 |
| pasture instead of silage | 0,0055 | | |
| Faba bean instead of oats | 0,0278 | | |
| Upstream emissions (incl. capital goods and services) | | | |
| Imported Feed inputs, incl. ILUC | 0,060 | | 0,2184 |
| Manure treatment (land appl. incl. subst. mineral fert.) | 0,005 | | |
| Fuels incl. combustion | 0,038 | | |
| Electricity | 0,028 | | |
| Transport | 0,007 | | |
| Farm, capital goods and services | 0,081 | | |
| Carbon footprint, substituted feed (Hörtenhuber 2013d) | | | |
| hay instead of silage | 0,0064 | | -0,0030 |
| pasture instead of silage | -0,0091 | | |
| Faba bean instead of oats | -0,0003 | | |
| Total | | | 0,95 |