



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für  
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF

**Agroscope**  
Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH

Dezember 2016

**Schlussbericht Projekt „EnviMeat“**

---

# Ökobilanz verschiedener Fleischprodukte

## Geflügel-, Schweine- und Rindfleisch

Revidierte Fassung Dezember 2016

---

### **Autoren**

Veronika Wolff, Martina Alig, Thomas Nemecek, Gérard Gaillard

# Inhalt

<b>Revidierte Fassung Dezember 2016</b> .....	<b>4</b>
<b>1 Allgemeines</b> .....	<b>5</b>
1.1 Einleitung.....	5
1.1.1 Zielsetzung .....	5
1.1.2 Aufbau des Berichts .....	5
1.1.3 Projektorganisation.....	5
1.2 Methoden.....	5
1.2.1 Die Methode Ökobilanz .....	5
1.2.2 SALCA und ecoinvent .....	6
1.2.3 Systemgrenzen.....	8
1.2.4 Bezugseinheit .....	9
1.2.5 Untersuchte Wirkungskategorien .....	9
1.2.6 Inputgruppen .....	13
<b>2 Geflügel</b> .....	<b>14</b>
2.1 Datengrundlage .....	14
2.1.1 Donau Soja.....	14
2.1.2 Geflügelmast .....	15
2.2 Resultate .....	16
2.2.1 Donau Soja.....	16
2.2.2 Geflügelmast Stufe Hoftor .....	18
2.2.3 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel.....	21
2.3 Diskussion und Schlussfolgerungen .....	23
<b>3 Schwein</b> .....	<b>25</b>
3.1 Datengrundlage .....	25
3.2 Resultate .....	26
3.2.1 Ferkelproduktion.....	26
3.2.2 Schweinemast: Umweltwirkung je kg Lebendgewicht und Futtermiteleinfluss .....	28
3.2.3 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel.....	33
3.3 Diskussion und Schlussfolgerungen .....	35
<b>4 Rind</b> .....	<b>36</b>
4.1 Datengrundlage .....	36
4.2 Resultate .....	38
4.2.1 Umweltwirkungen je kg Lebendgewicht (Mastphase) .....	38
4.2.2 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel.....	47
4.3 Diskussion und Schlussfolgerung .....	49
4.3.1 Weidemast.....	49

4.3.2	TerraSuisse .....	49
4.3.3	Systemvergleich .....	50
4.3.4	Schlussfolgerungen .....	51
<b>5</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>52</b>

## **Revidierte Fassung Dezember 2016**

Die ursprüngliche Version dieses Berichts wurde im April 2016 (Teile Geflügel und Schwein) sowie Juni 2016 (Gesamtbericht inkl. Teil Rind) publiziert. Die Micarna SA möchte die Ergebnisse der Ökobilanzstudie zum Geflügelfleisch in der öffentlichen Kommunikation verwenden. Dafür verlangen die ISO-Normen 14040 und 14044 eine externe kritische Prüfung. Deshalb erteilte Micarna SA im Mai 2016 den Auftrag einer externen kritischen Prüfung der Ökobilanzstudie zu Geflügel. Dr. Hayo van der Werf von der INRA Rennes (FR) wurde mit dieser Prüfung beauftragt. Dazu wurden die Kapitel 1 (Allgemeines) und 2 (Geflügel) des vorliegenden Berichts auf Französisch übersetzt. Die kritische Prüfung wurde mit dem Bericht des Experten vom 29. August 2016 abgeschlossen. Dieser Bericht liegt in französischer Sprache vor und wurde als Anhang des übersetzten Berichts publiziert.

Die vom Experten angeregten Änderungen wurden auch in der vorliegenden deutschsprachigen Fassung des Berichts umgesetzt. Sie betreffen Ergänzungen und Präzisierungen im Text sowie die Darstellung der Ergebnisse. Die Ergebnisse selber wurden nicht verändert.

Korrektur 17.02.2017: Die Abbildung 30 (Umweltwirkungen pro kg Lebensmittel der untersuchten Rindermastssysteme) und in Tabelle 19 wurden korrigiert.

# 1 Allgemeines

## 1.1 Einleitung

Die zur M-Industrie gehörende Micarna SA ist einer der wichtigsten Fleischverarbeiter in der Schweiz. Im Rahmen der Umsetzung ihrer Nachhaltigkeitsstrategie möchte die Micarna ihre Fleischprodukte im Vergleich zu typischen Produkten aus der Schweiz bezüglich ihrer Umweltwirkungen positionieren. Deshalb erstellte Agroscope Produktökobilanzen für die von der Micarna betriebenen Systeme Geflügelfleisch, Schweinefleisch und Rindfleisch und verglich die Umweltwirkungen mit typischen Schweizer Systemen. Dabei sollten Stärken und Schwächen identifiziert und Verbesserungspotenziale aufgezeigt werden. Die erarbeiteten Ergebnisse sollen intern für die Verbesserung der Systeme und Optimierung der Beschaffung verwendet werden.

### 1.1.1 Zielsetzung

Das Projekt verfolgt folgende Ziele:

- Erstellung der Produktökobilanzen für die folgenden Systeme:
  1. Geflügelfleisch „Optigal“
  2. Schweinefleisch „Rupromi“
  3. Rindfleisch aus Weidemast („Weidebeef“)
  4. Rindfleisch aus optimierter Grossviehmast („TerraSuisse“)
- Positionierung der aufgeführten Systeme (bezüglich ihrer Umweltwirkungen) zu typischen Schweizer Systemen. Dabei gilt die Studie Alig *et al.* (2012) als Referenz.

### 1.1.2 Aufbau des Berichts

Die Ergebnisse der Studie „Ökobilanz verschiedener Fleischprodukte“ werden in vier Teilen vorgestellt: Teil I „Allgemeines“ mit der Einleitung und dem Kapitel Methoden und Teil II bis IV („Geflügel“; „Schweine“; „Rind“) jeweils mit der Datengrundlage und den Ergebnissen der Analysen der jeweiligen Fleischprodukte.

### 1.1.3 Projektorganisation

Das Projekt wurde gemeinsam von Agroscope und Micarna durchgeführt. Im Projektteam beteiligt waren die Forschungsgruppen Ökobilanzen des Instituts für Nachhaltigkeitswissenschaften von Agroscope sowie mehrere Vertreter des Auftraggebers Micarna und ein Vertreter von IP-SUISSE. Die strategische Leitung oblag der Projektoberleitung (POL) mit je einem Vertreter von Agroscope und des Migros-Genossenschafts-Bund (MGB). Eine Begleitgruppe wurde nicht beigezogen.

## 1.2 Methoden

### 1.2.1 Die Methode Ökobilanz

Die Ökobilanzierung ist eine Methode der Umweltbewertung, welche für Entscheidungsträger entwickelt wurde (ISO 2006a, 2006b). Die Ökobilanz wird auch als Lebenszyklusanalyse oder Life Cycle Assessment (LCA) bezeichnet. Dies deshalb, weil ein Produkt über seinen ganzen Lebensweg betrachtet wird, inklusive der Prozesse in den vorgelagerten Stufen. Dabei erfasst, quantifiziert und bewertet die Ökobilanz alle Ressourcen und Emissionen, die für die Umweltwirkungen des betrachteten Produkts eine Rolle spielen, angefangen bei der Förderung der Rohstoffe über die Herstellung und Nutzung von Produktionsmitteln bis zur Entsorgung oder Wiederverwertung der Abfälle. Die Ökobilanz beschreibt damit neben den direkten auch die indirekten Umweltwirkungen, die mit den betrachteten landwirtschaftlichen Aktivitäten verbunden sind. Neben der Produktion auf dem Betrieb werden auch die ausserbetrieblich

entstehenden Umweltwirkungen durch die Zufuhr von Produktionsmitteln (aus dem In- und Ausland), wie etwa Treibstoff oder Futtermittel, berücksichtigt.

Gemäss ISO 14040 (ISO 2006a) umfasst die Ökobilanzmethode vier Phasen:

1. **Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens:** Durch die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens werden die Grundzüge der Studie bestimmt. Dazu gehören die Bezugsgrössen (funktionelle Einheiten), die Systemgrenzen, der Datenbedarf und die Auswahl der Wirkungskategorien.
2. **Sachbilanz:** Diese Phase beinhaltet die Erhebung und Quantifizierung der Daten. In der Sachbilanz werden die Inputs und Outputs des Produktionssystems entlang des Lebenswegs quantifiziert. Dabei werden Produktionsdaten (z. B. Saatgut, Maschinen, Strom, Ernteprodukte, Milch, etc.) mit Emissionsmodellen sowie Ökoinventaren aus Datenbanken verknüpft. Daraus resultieren der Ressourcenbedarf und die Emissionen pro funktionelle Einheit.
3. **Wirkungsabschätzung:** Die Ergebnisse der Sachbilanz werden zu Umweltwirkungen zusammengefasst, welche die wesentlichen Umwelt-Probleme der heutigen Gesellschaft abdecken. Die Wirkungsabschätzung beurteilt die potenziellen Umweltwirkungen, welche sich aus den in der Sachbilanz ermittelten Energie- und Stoffflüssen (Ressourcen und Emissionen) ergeben. Flüsse mit ähnlichen Auswirkungen auf die Umwelt werden zu Gruppen, so genannten Wirkungskategorien, zusammengefasst (z.B. Treibhauspotenzial, Eutrophierung oder Ökotoxizität). Damit werden die Informationen verdichtet und eine Interpretation ermöglicht.
4. **Auswertung:** In der letzten Phase der Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung interpretiert und daraus Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet.

## 1.2.2 SALCA und ecoinvent

In dieser Studie wurde die Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment; Gaillard & Nemecek, 2009; Nemecek *et al.*, 2010) verwendet. SALCA ist eine integrierte Ökobilanz-Methodik für die Land- und Ernährungswirtschaft bestehend aus:

- Einer Ökoinventar-Datenbank für die Landwirtschaft
- Modellen zur Berechnung der direkten Feld- und Hofemissionen
- Einer Auswahl von Methoden für die Wirkungsabschätzung
- Eigens entwickelten Methoden für die Wirkungsabschätzungen Biodiversität und Bodenqualität<sup>1</sup>
- Berechnungswerkzeugen für landwirtschaftliche Systeme (Betrieb und Kultur)
- Einem Auswertungskonzept unter Berücksichtigung der Multifunktionalität der Landwirtschaft und
- Einem Kommunikationskonzept für die Ergebnisse.

Innerhalb dieses Projekts wurde SALCAfarm Version 3.5 verwendet. Gegenüber der Version 3.2, die in Alig *et al.* (2012) verwendet wurde, wurde die Berechnungsmethodik wie folgt aktualisiert:

- Die N- und P-Ausscheidungen werden mittels einer Massenflussmodellierung ermittelt (Abbildung 1). Dabei werden folgende Inputs berücksichtigt: Futteraufnahme und Zukauf von Tieren. Die Outputs sind die Produkte (Milch, Eier, Tiere, etc.) sowie die Emissionen von NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> und N<sub>2</sub>. Zusätzlich wird noch die Änderung des Lebendgewichts des Tierbestands berücksichtigt, falls eine solche auftritt (bei der Berechnung eines ‚typischen Jahres‘ wird von einem Gleichgewichtszustand ohne Änderung ausgegangen). Aus der Differenz ergibt sich die

---

<sup>1</sup> In dieser Studie nicht verwendet.

Ausscheidung von N und P. Zusätzlich werden Hofdünger-Zufuhr und -Wegfuhr berücksichtigt, wo sie vorkommen.

- Die N- und P-Gehalte der ausgebrachten Hofdünger werden ebenfalls mittels der Massenflussmodellierung ermittelt (vgl. Abbildung 1).
- Die  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus der Tierhaltung und der Hofdüngerausbringung werden mit den Emissionsfaktoren von Agrammon berechnet (Agrammon Group, 2009). Da aber die Emissionen nach der Ausbringung von mineralischen Düngern in Agrammon nur wenig differenziert werden, kommen hier die Emissionsfaktoren von EEA (2013) zur Anwendung.
- Die Emissionen von  $\text{NO}_x$  aus der Hofdüngerlagerung und der Anwendung von N-Düngern (mineralische und organische) werden nach EEA (2013) berechnet.
- Die Schwermetall-Einträge durch die Futtermittel werden differenzierter modelliert, indem die unterschiedlichen Schwermetallgehalte der Futtermittel berücksichtigt wurden.

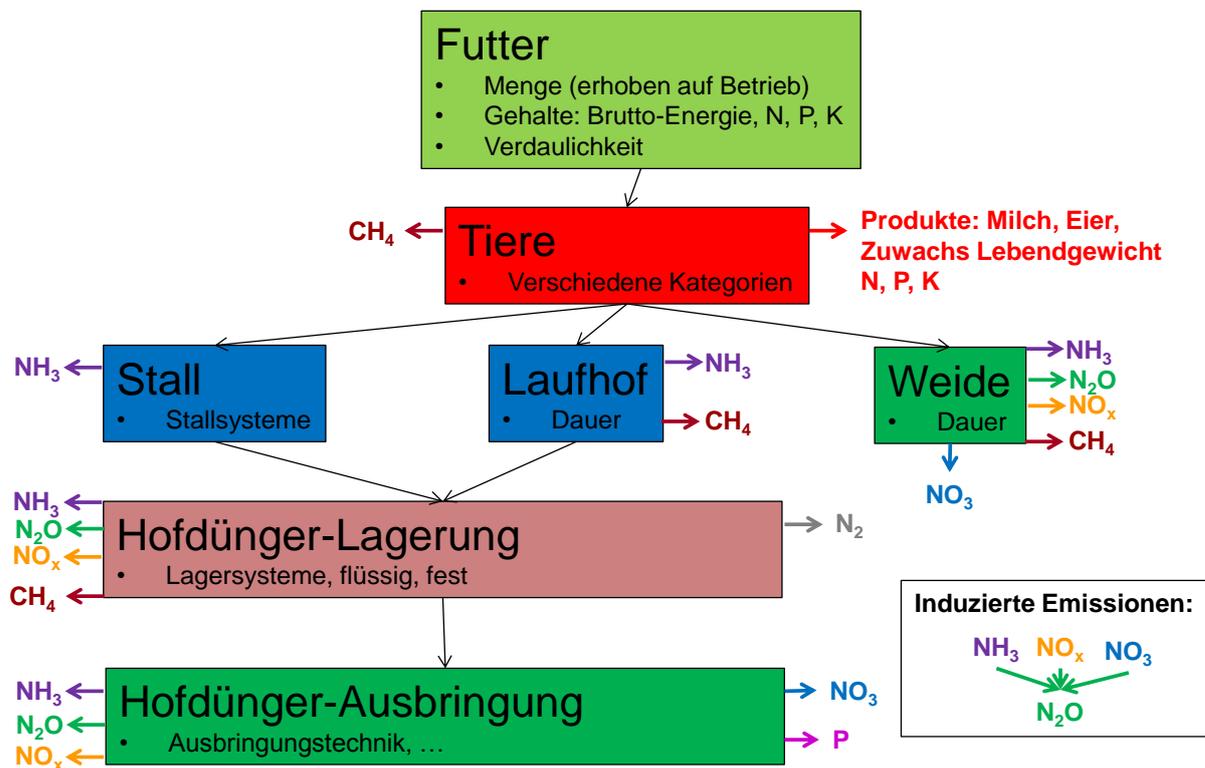


Abbildung 1: Konzept der Modellierung der direkten Emissionen aus der Tierhaltung in SALCAfarm V3.5.

Die benötigten Inventare für die Ökobilanz wurden aus der Datenbank ecoinvent V2.2 (ecoinvent Centre, 2010) entnommen. Verschiedene Futtermittelinventare wurden mit Hilfe von SALCA Version 3.5 (z.B. Körnermais, Roggen) und ecoinvent 3.1 (Reis, Soja) aktualisiert.

Die Aktualisierung der verwendeten Modelle und der verwendeten Inventare führt dazu, dass die hier gezeigten Resultate nur bedingt mit den Resultaten von Alig *et al.* (2012) vergleichbar sind. Deshalb wurden die Inventare aus Alig *et al.* (2012), welche in der vorliegenden Studie als Vergleichsvarianten herangezogen wurden (d.h. BTS RAUS und BIO bei Geflügelfleisch, ÖLN bei Schweinefleisch und GVM ÖLN bei Rindfleisch) mit der Methodik der vorliegenden Studie neu berechnet.

### 1.2.3 Systemgrenzen

In dieser Studie kamen zwei Systemgrenzen zur Anwendung. In einem ersten Schritt wurde die landwirtschaftliche Produktion bis zum Hoftor untersucht, in einem zweiten Schritt wurden zusätzlich die nachgelagerten Prozesse bis zum Schlachthof eingeschlossen. Dabei wurde nicht der gesamte Betrieb analysiert, sondern nur die jeweilige Tierproduktion und die dafür benötigten Anteile des Gesamtbetriebes. Zur landwirtschaftlichen Produktion gehört die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einschliesslich der benötigten Maschinen und der Infrastruktur (Abbildung 2). Bilanziert wurden sämtliche landwirtschaftliche Tätigkeiten, wie auch die eingesetzten Produktionsmittel (z. B. Diesel, Mineraldünger, zugekaufte Futtermittel, zugekaufte Tiere, Arbeiten durch Dritte). Vom Produktionssystem ausgenommen waren Gebäude, Infrastruktur, Einrichtungen und Flächen, welche für den Wohngebrauch genutzt oder für einen Zusatzverdienst Verwendung fanden. Darunter fielen das Wohngebäude, der Wald, der Hofladen, Verarbeitungsanlagen (z. B. Käserei), Infrastruktur für Agrotourismus, Arbeiten für Dritte und nicht-landwirtschaftliche Tätigkeiten.

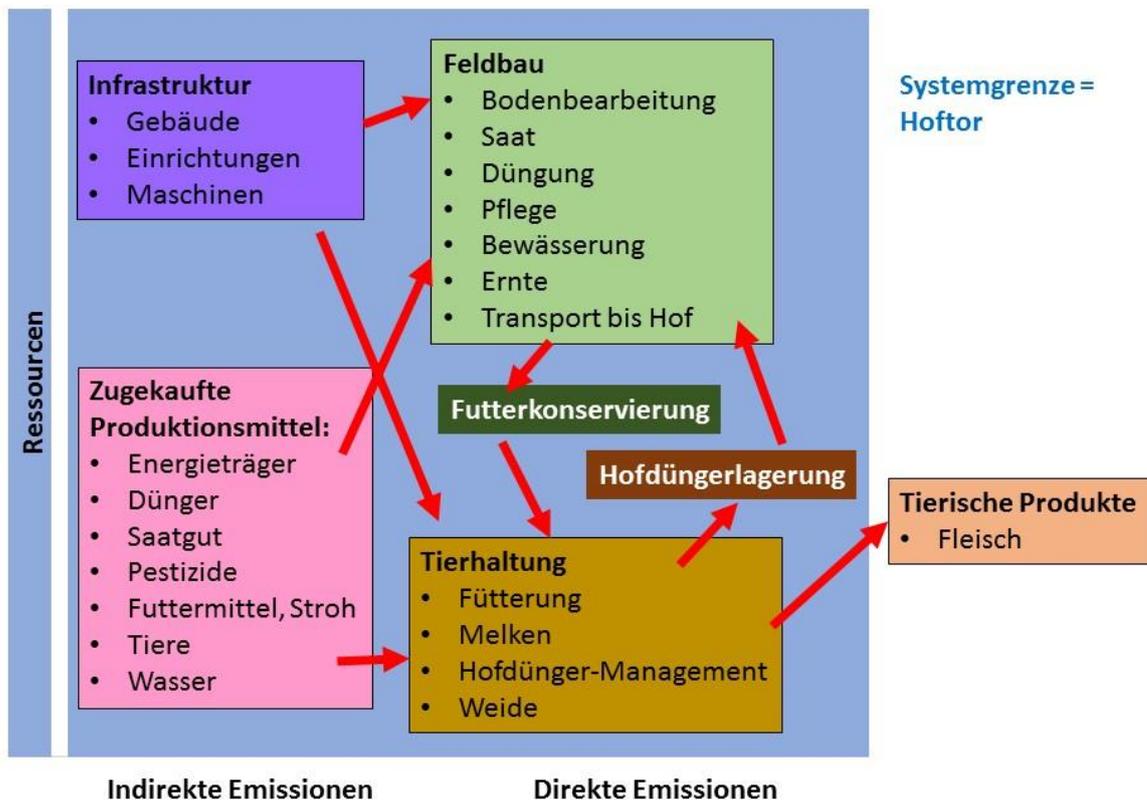


Abbildung 2: Systemgrenze der landwirtschaftlichen Produktion (Stufe Hofort), analog zu Alig et al. 2012.

Analog zu Alig et al. (2012) war dabei die die Abgrenzung von Pflanzen- und Tierproduktion besonders zu beachten. Im eigenen Betrieb wurde nur derjenige Teil des Pflanzenbaus berücksichtigt, welcher Futtermittel für die untersuchten Masttiere lieferte. Alle anderen pflanzlichen Produkte, sowohl für die übrigen Tiere als auch für den Verkauf, waren ausserhalb der betrachteten Systemgrenzen.

Bei den Berechnungen der Umweltwirkungen je kg Lebensmittel erstreckte sich die Systemgrenze bis zum Schlachthof (Abbildung 3). Zusätzlich zur landwirtschaftlichen Produktion wurden der Transport

zum Schlachthof, Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung bilanziert. Berücksichtigt wurden der Verbrauch von Ressourcen und Energie, die Infrastruktur (z. B. Gebäude und Maschinen) sowie das Verbrauchsmaterial (z. B. Verpackungsmaterial, Reinigungsmittel).

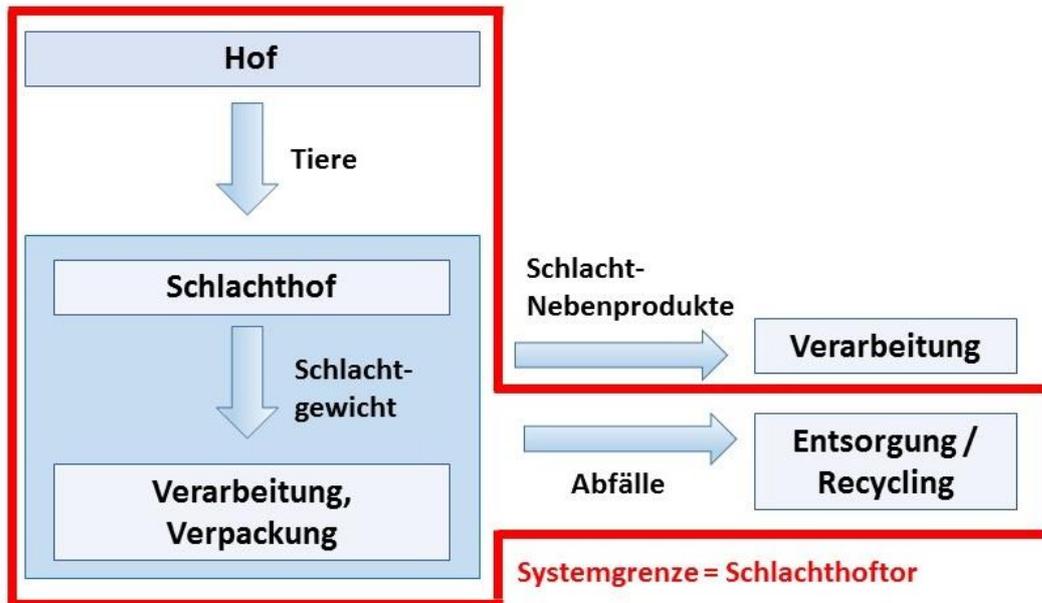


Abbildung 3: Systemgrenzen auf Stufe Schlachthof.

Entsorgung und Recycling von Abfällen waren ebenfalls innerhalb der Systemgrenzen, wenn die Entsorgung im Vordergrund stand (z. B. Kehrichtverbrennung). Ausserhalb der Systemgrenzen hingegen lag die Weiterverarbeitung von Nebenprodukten. Die Allokation zwischen dem für den Menschen verzehrbaren Lebensmittel und den Schlachtnebenprodukten erfolgte ökonomisch, d. h. gemäss dem Erlös, der durch das Fleisch bzw. durch die Nebenprodukte erzielt wurde. Da nahezu 100 % vom Erlös durch das Fleisch erzielt wurde, wurden 100 % der Umweltwirkungen dem verkaufsfertigen Fleisch zugerechnet. Der Zeitrahmen der Bilanz erstreckte sich über ein Kalenderjahr (1. Januar bis 31. Dezember).

#### 1.2.4 Bezugseinheit

Die Bezugseinheit bzw. die funktionelle Einheit liegt der Ermöglichung des Vergleichs der unterschiedlichen Tierhaltungssysteme zugrunde. In einem ersten Schritt wurden die Umweltwirkungen (siehe Kapitel 1.2.5 und Abbildung 2) auf das kg Lebendgewicht (LG) des Masttieres bei Mastende am Hof bezogen. Hier wurden auch die beteiligten Inputgruppen (siehe Tabelle 1) detailliert aufgeschlüsselt. In einem zweiten Schritt wurden die Umweltwirkungen auf das kg für den Menschen verzehrbare Lebensmittel (LM) (bei gewissen Teilstücken, wie Schenkel und Flügel, teilweise mit Knochen) bei Auslieferung ab Schlachthof bezogen (Abbildung 3). In diesem Schritt kamen neben der Tierhaltung noch der Transport zum Schlachthof und die Prozesse auf dem Schlachthof hinzu. Allfällige Qualitätsunterschiede des Fleisches wurden in der Bezugseinheit nicht berücksichtigt.

#### 1.2.5 Untersuchte Wirkungskategorien

Folgende Ressourcen und Umweltwirkungen wurden in den Analysen berücksichtigt (Definitionen und Unterteilungen siehe unten):

- Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (Energiebedarf NE, gemäss ecoinvent Centre 2010; Hischer *et al.* 2010)

- Treibhauspotenzial (IPCC 2007)
- Ozonbildungspotenzial (EDIP03; Hausschild und Potting 2005)
- Eutrophierungspotenzial (EDIP03; Hausschild und Potting 2005)
- Versauerungspotenzial (EDIP03; Hausschild und Potting 2005)
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01; Guinée *et al.*, 2001)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01; Guinée *et al.*, 2001)
- Humantoxizitätspotenzial (CML01; Guinée *et al.*, 2001)
- Flächenbedarf (CML01; Guinée *et al.*, 2001), aufgeschlüsselt nach den Kategorien Ackerland, intensiv bewirtschaftetes Grasland, extensiv bewirtschaftetes Grünland und übrige Flächen
- Flächenumwandlung (v.a. Abholzung von Wäldern) (CML01; Guinée *et al.*, 2001)
- Wasserbedarf (ohne Niederschläge) (Hischier *et al.*, 2010)
- Ressourcenbedarf P resp. K

Die analysierten Umweltwirkungen lassen sich in ressourcenbezogene, nährstoffbezogene und schadstoffbezogene Umweltwirkungen unterteilen (Nemecek und Gaillard 2007; Nemecek *et al.* 2005; Rossier und Gaillard 2004):

### Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

**Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (Energiebedarf; in MJ-Äquivalenten):** Entspricht dem Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (Erdöl, Erdgas, Stein- und Braunkohle, Uran), welcher gemäss der Methodik von ecoinvent (Hischier *et al.*, 2010) berechnet wurde. Er resultiert aus der Menge der verbrauchten Primärenergieträger jeweils multipliziert mit ihrem oberen Heizwert (Brennwert). Erneuerbare Energie (Solarenergie, Wasserkraft, Geothermie, Biomasse, etc.) wird dabei nicht berücksichtigt.

**Treibhauspotenzial (in kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten):** Das Treibhauspotenzial (THP) wurde gemäss der Methodik IPCC (2007) über einen Zeitraum von 100 Jahren gerechnet. Die Haupttreibhausgasemissionen sind Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Methan (CH<sub>4</sub>). Der aus Flächenumwandlung freigesetzte Kohlenstoff wird mitgerechnet, da es sich um die Freisetzung langfristig gespeicherten Kohlenstoffs handelt. Hingegen wurde biogener Kohlenstoff in landwirtschaftlichen Pflanzen und Erzeugnissen nicht berücksichtigt, da sich dieser in einem Zyklus von wenigen Jahren befindet.

Die **Ozonbildung** besteht aus zwei Unterkategorien:

- **Ozonbildungspotenzial (Vegetation) (in m<sup>2</sup>\*ppm\*h):** Die Wirkung des Ozons auf die Vegetation wurde gemäss der Methode EDIP03 (Hausschild und Potting 2005) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition der Vegetation wider.
- **Ozonbildungspotenzial (Human) (in person\*ppm\*h):** Die Wirkung des Ozons auf die menschliche Gesundheit wurde gemäss der Methode EDIP03 (Hausschild und Potting 2005) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition des Menschen wider.

Die Hauptemissionen für beide Unterkategorien sind flüchtige organische Verbindungen, Stickoxide (NO<sub>x</sub>), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Methan (CH<sub>4</sub>).

**Ressourcenbedarf P (in kg P):** Der Ressourcenbedarf an Phosphor wurde auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt und spiegelt den Bedarf an Rohstoffen für die Herstellung mineralischer Phosphordünger

wider. Diese sind wie die nicht erneuerbaren Energieressourcen endlich und werden in absehbarer Zeit erschöpft sein.

**Ressourcenbedarf K (in kg K):** Ebenso wurde der Ressourcenbedarf an Kalium auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt; er spiegelt den Bedarf an Rohstoffen für die Herstellung mineralischer Kalidünger wider. Diese sind wie die Rohstoffe für die Herstellung mineralischer Phosphordünger und die nicht erneuerbaren Energieressourcen endlich und werden in absehbarer Zeit erschöpft sein. Der Ressourcenbedarf an P und K ist nicht zu verwechseln mit dem Nährstoffbedarf der Kulturen.

**Flächenbedarf (in m<sup>2</sup>a):** Der Flächenbedarf wurde gemäss der Methode CML01 (Guinée *et al.* 2001) auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Es wurde die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs („land occupation“ als Fläche x Zeit) ermittelt. Die wichtigsten Flächenkategorien sind Ackerland, Grünland, Wald und Siedlungsflächen. Alle Flächenkategorien wurden gleich bewertet, ihre unterschiedliche Bedeutung bezüglich Knappheit wurde nicht berücksichtigt.

**Abholzung (in m<sup>2</sup>):** Die Abholzung wurde auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Betrachtet wurde nur die Abholzung von Wald- und Buschflächen, weil bei diesen die für diese Studie relevantesten Veränderungen zu beobachten sind (insbesondere Verlust von tropischen Wäldern). Dabei wurde die Bilanz der „Umwandlung zu“ Waldflächen abzüglich der „Umwandlung von“ Waldflächen gemäss ecoinvent-Methodik gerechnet.

**Wasserbedarf (blue water; in m<sup>3</sup>):** Der Wasserbedarf wurde auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Ermittelt wurde der Bedarf an sogenanntem „Blue Water“, also Süsswasser, das aus dem Grundwasser oder aus Oberflächengewässern entnommen wird. Dabei handelt es sich zwar um eine erneuerbare Ressource, diese steht aber nur limitiert zur Verfügung.

### Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

**Terrestrisches Eutrophierungspotenzial (in m<sup>2</sup>):** Das terrestrische Eutrophierungspotenzial wurde gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting 2005) berechnet. Es bezieht sich auf empfindliche Ökosysteme wie Magerwiesen, Hochmoore und Gewässer und nicht auf die Nährstoffanreicherung in landwirtschaftlichen Böden. Wichtigste Emissionen sind die Stickstoff(N)-Emissionen in die Luft. Das terrestrische Eutrophierungspotenzial spiegelt die Fläche des terrestrischen Ökosystems wider, auf welcher aufgrund von N-Emissionen eine Eutrophierung stattfindet (Fläche an ungeschütztem Ökosystem).

**Aquatisches Eutrophierungspotenzial N (in kg N):** Das aquatische Eutrophierungspotenzial N wurde gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting 2005) berechnet. Es berücksichtigt N-Emissionen in die Luft, den Boden und das Wasser und spiegelt die Belastung aquatischer Systeme wider.

**Aquatisches Eutrophierungspotenzial P (in kg P):** Das aquatische Eutrophierungspotenzial P wurde gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting 2005) berechnet. Es berücksichtigt Phosphoremissionen in die Luft, den Boden und das Wasser und spiegelt die Belastung aquatischer Systeme wider.

**Versauerungspotenzial (in m<sup>2</sup>):** Das Versauerungspotenzial wurde gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild und Potting 2005) gerechnet. Es bezieht sich wie das Eutrophierungspotenzial auf empfindliche Ökosysteme und spiegelt die Fläche innerhalb des Ökosystems wider, welche infolge der Emission von versauernden Substanzen die kritische Schwelle zur Versauerung überschreitet (Fläche an ungeschütztem Ökosystem). Hauptemissionen für diese Wirkungskategorie sind Stickstoff- und Schwefelverbindungen.

### Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

**Aquatische und terrestrische Ökotoxizität (in kg 1.4-DB-Äquivalenten):** Diese Wirkungskategorien wurden gemäss der Wirkungsabschätzungsmethode CML01 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet und spiegeln die Wirkung toxischer Substanzen auf aquatische resp. terrestrische Ökosysteme wider. Hauptemissionen sind Pestizide und Schwermetalle. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Pestizide wurden durch Agroscope gegenüber der ursprünglichen Publikation von Guinée *et al.* (2001) wesentlich erweitert und unter Berücksichtigung einheitlicher Quellen für die Eigenschaften der Wirkstoffe neu berechnet (Hayer *et al.* 2010). Die Charakterisierungsfaktoren spiegeln das Verhalten der Wirkstoffe in der Umwelt (Abbau, Verlagerung, etc.) sowie die toxischen Wirkungen auf verschiedene Organismengruppen wider. Dabei handelt es sich um relativ einfache Wirkmodelle, welche ausschliesslich auf den Eigenschaften der Wirkstoffe (physikalische und chemische Eigenschaften sowie Toxizitäten) basieren. Andere Faktoren wie Zeitpunkt und Technik der Ausbringung oder die Kultur werden vernachlässigt. Die Wirkungen auf die Toxizität werden getrennt für die Pestizide (Pest.) und die übrigen Schadstoffe (o. Pest; in der Studie „Nicht-Pestizide“ genannt). Bei den letzteren sind Schwermetalle und andere Substanzen mit toxischer Wirkung zu finden.

**Humantoxizität (in kg 1.4-DB-Äquivalenten):** Die Humantoxizität wurde gemäss der Methode CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet. Sie spiegelt die Wirkung toxischer Substanzen auf den Menschen wider. Hauptemissionen für diese Wirkungskategorie sind Schwermetalle, Chlorverbindungen und (polyzyklische) aromatische Kohlenwasserstoffe. Wie für die Ökotoxizität erfolgte eine Neuberechnung der Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Pestizide, welche durch Agroscope gegenüber der ursprünglichen Publikation von Guinée *et al.* (2001) wesentlich erweitert und neu berechnet wurden (Hayer *et al.*, 2010).

Neben der Auswahl der Wirkungskategorien mit den zugehörigen Charakterisierungsfaktoren nennt die ISO-Norm 14040 (ISO 2006a) drei weitere optionale Schritte der Wirkungsabschätzung:

- Normalisierung
- Gruppierung
- Gewichtung

In der Normalisierung werden die Umweltwirkungen in Bezug auf die durchschnittlichen Umweltwirkungen pro Einwohner gesetzt. Dieser Schritt wird nicht durchgeführt, da für einige Wirkungsabschätzungsmethoden die Normalisierungsfaktoren fehlen.

Eine Gruppierung aufgrund von multivariater Statistik wurde in früheren Studien vorgenommen (Nemecek und Gaillard 2007; Nemecek *et al.* 2005; Rossier und Gaillard 2004) und hat zu der Gruppierung gemäss erwähnter Unterteilung in ressourcenbezogene, nährstoffbezogene und schadstoffbezogene Umweltwirkungen geführt.

In der Gewichtung werden die einzelnen Umweltwirkungen (Stufe midpoint) zu einer einzigen Zahl (Indikator Stufe endpoint) aggregiert. Diese Gewichtung basiert auf Werthaltungen und Präferenzen und ist nicht naturwissenschaftlich fundiert. Die Gefahr besteht zudem, dass gewichtete Ergebnisse wichtige Unterschiede in einzelnen Wirkungskategorien maskieren. Zudem ist eine Kompensation zwischen verschiedenen Wirkungskategorien gemäss natürlichen Prozessen nicht möglich. Gemäss ISO-Norm 14044 (ISO 2006b) sollten in vergleichenden Studien, die veröffentlicht werden, keine Gewichtungen angewandt werden. Entsprechend wird in dieser Studie auf eine Gewichtung verzichtet und die Bewertung wird nach dem midpoint-Ansatz vorgenommen.

## 1.2.6 Inputgruppen

Unterschiedliche Produktionsmittel und -prozesse tragen zu den verschiedenen Umweltwirkungen bei. Zur besseren Übersicht und Interpretierbarkeit der analysierten Tierhaltungsverfahren lassen sich diese in sogenannte Inputgruppen einteilen. Diese zeigen auf, woher die Hauptbeiträge zu einer bestimmten Umweltwirkung stammen.

*Tabelle 1: Inputgruppen und die darin berücksichtigten Prozesse*

<b>Inputgruppe</b>	<b>Betrachtete Prozesse</b>
<b>Gebäude und Einrichtungen</b>	Bereitstellung der Gebäude und Einrichtungen (Infrastruktur)
<b>Maschinen</b>	Bereitstellung der Maschinen (Infrastruktur)
<b>Energieträger auf Hof</b>	Bereitstellung und Einsatz Energieträger als Treib- und Brennstoffe (Diesel, Elektrizität, Heizöl etc.) auf dem Betrieb
<b>Dünger und Feldemissionen</b>	Herstellung von Mineraldüngern sowie direkte Feldemissionen bei der Ausbringung von Mineral- und Hofdüngern auf der Betriebsfläche
<b>Pestizide</b>	Herstellung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf der Betriebsfläche
<b>Zukauf Saatgut</b>	Produktion von zugekauftem Saatgut
<b>Zukauf Kraftfutter</b>	Produktion von zugekauftem Kraftfutter
<b>Zukauf Grundfutter</b>	Produktion von zugekauftem Grundfutter
<b>Zukauf Tiere</b>	Aufzucht von zugekauften Tieren
<b>Tierhaltung auf Hof</b>	Emissionen der Tiere auf dem Betrieb, welche bei der Verdauung, im Stall, auf der Weide und bei der Hofdüngerlagerung entstehen
<b>Weitere Inputs</b>	Herstellung von weiteren Produktionsmitteln sowie Bereitstellung von Leitungswasser

## 2 Geflügel

### 2.1 Datengrundlage

#### 2.1.1 Donau Soja

Für das Geflügelmastsystem Optigal wurden Ökobilanzen für zwei Szenarien gerechnet: Zum einen für die Verwendung von handelsüblichem Soja aus dem Sojanetzwerk Schweiz, d.h. mit 80% zertifiziertem Soja vom Weltmarkt. Dieses zertifizierte Soja entspricht den sogenannten «Basler Kriterien» für einen nachhaltigen Sojaanbau, den Richtlinien von Bio Suisse, dem ProTerra-Standard, den Standards des Round Table for Responsible Soybean (RTRS) oder den Standards von Donau-Soja bzw. Europe Soya. Diese Standards haben das gemeinsame Ziel eines umwelt- und sozialverträglichen Sojaanbaus (z.B. keine Abholzung von Primärwäldern und artenreichen Habitaten seit 2004, Beachtung der Arbeitsrechte (Minimallöhne, Verbot der Kinderarbeit, etc.) und GVO-Freiheit (soja netzwerk Schweiz, 2013). Die übrigen 20 % sind nicht-zertifiziertes, konventionell angebautes Soja aus Brasilien.

Zum anderen wurde der gesamte Sojaanteil der Futterration durch sogenanntes Donau Soja ersetzt. Dieses ist europäisches Soja, das gemäss den Richtlinien des Donau Soja Vereins angebaut wurde, und damit u.a. gentechnikfreie und regionale Futtermittelherstellung unterstützt ([www.donausoja.org](http://www.donausoja.org)). Hierfür wurde ein spezifisches Inventar erstellt. Die Datengrundlage dafür lieferte eine Gruppe von 31 Betrieben aus der Poebene in Italien, die uns ihre Produktionsdaten für eine Modellierung ihres Anbau-managements zur Verfügung stellten.

Table 2: Wichtigste Produktionskennzahlen des erstellten Inventars Donau Soja, Italien.

	Donau Soja, IT	Soja konv., BR	Soja zert., BR
<b>Mittlere Anbaufläche [ha]</b>	8	n.a.	n.a.
<b>Mittlere Saatgutmenge [kg / ha]</b>	77	70	70
<b>Düngung</b>			
<b>N [kg N / ha]</b>	0	9	9
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> [kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> / ha]</b>	23.8	66	66
<b>K<sub>2</sub>O [kg K<sub>2</sub>O / ha]</b>	18.0	62	62
<b>Pestizideinsatz (Herbizide) [g / ha]</b>	862	1474	1474
<b>Metolachlor</b>	463.5	-	-
<b>Pendimethalin</b>	89.9	-	-
<b>Glyphosat</b>	67.1	540	540
<b>Bentazon</b>	65.8	-	-
<b>Propaquizafop</b>	40.3	-	-
<b>Metribuzin</b>	37.2	-	-
<b>2,4-D</b>	-	750	750
<b>Dibensulfuron</b>	-	5.6	5.6
<b>Endosulfan</b>	-	66	66
<b>Monocrotofos</b>	-	112	112
<b>Weitere Herbizide</b>	98.5	-	-
<b>Mittlerer Ertrag [t / ha]</b>	4.14*	2.544	2.544
<b>Saatdatum</b>	1. Mai	n.a.	n.a.
<b>Erntedatum</b>	15. Sept.	n.a.	n.a.
<b>Dauer Anbauzyklus [Monate]</b>	4.5	6	6

\* manche Betriebe haben 2 Ernten angegeben.

## 2.1.2 Geflügelmast

Im Bereich Geflügel wurde das Optigal-System von Micarna mit den Systemen BTS Raus und BIO verglichen. Für die beiden letzteren Systeme wurden die Daten aus Alig *et al.* 2012 verwendet. Das Optigalsystem wurde anhand von Daten von Micarna modelliert. Diese enthielten sowohl die mastbetrieblichen Kennzahlen als auch Angaben zur benötigten Infrastruktur sowie den eingesetzten Energieträgern.

Tabelle 3: Vergleich der Kennzahlen der Pouletmastsysteme

	Gesamt-system (insg. 383 Betriebe)	Durchschnitt pro Betrieb		
		Optigal	BTS Raus <sup>1</sup>	BIO <sup>2</sup>
<b>Mastdauer [d]</b>	36	36	56	21 + 42 <sup>3</sup>
<b>Umtriebe pro Jahr</b>	8.20	8.20	5.79	7.45
<b>Leerzeiten [d]</b>	9.0	9.0	7.0	7.0
<b>Ausstallgewicht [kg LG]</b>	1.99	1.99	1.85	1.75
<b>Tageszunahme [g/d]</b>	54	54	32	27
<b>Futterverwertung [kg/kg]<sup>4</sup></b>	1.60	1.60	2.17	2.42
<b>Eingestellte Küken je Umtrieb</b>	2'841'712	7'420	4'162	2'478
<b>Verluste [%]</b>	2.70	2.70	2.50	3.50
<b>produzierte LG pro Jahr [kg]</b>	45'537'675	118'897	43'468	31'176
<b>Schlachtausbeute [kg SG / kg LG]</b>	0.70	0.70	NA	NA
<b>Fleischausbeute [kg / kg LG]</b>	0.47	0.47	0.44	0.44

<sup>1</sup>BTS = Besonders Tierfreundliche Stallhaltung, RAUS = Regelmässiger AUSlauf ins Freie  
<sup>2</sup>BIO = BIOlogische Produktion  
<sup>3</sup>Voraufzucht und Mastphase finden parallel statt  
<sup>4</sup>kg Futter pro kg Gewichtszunahme



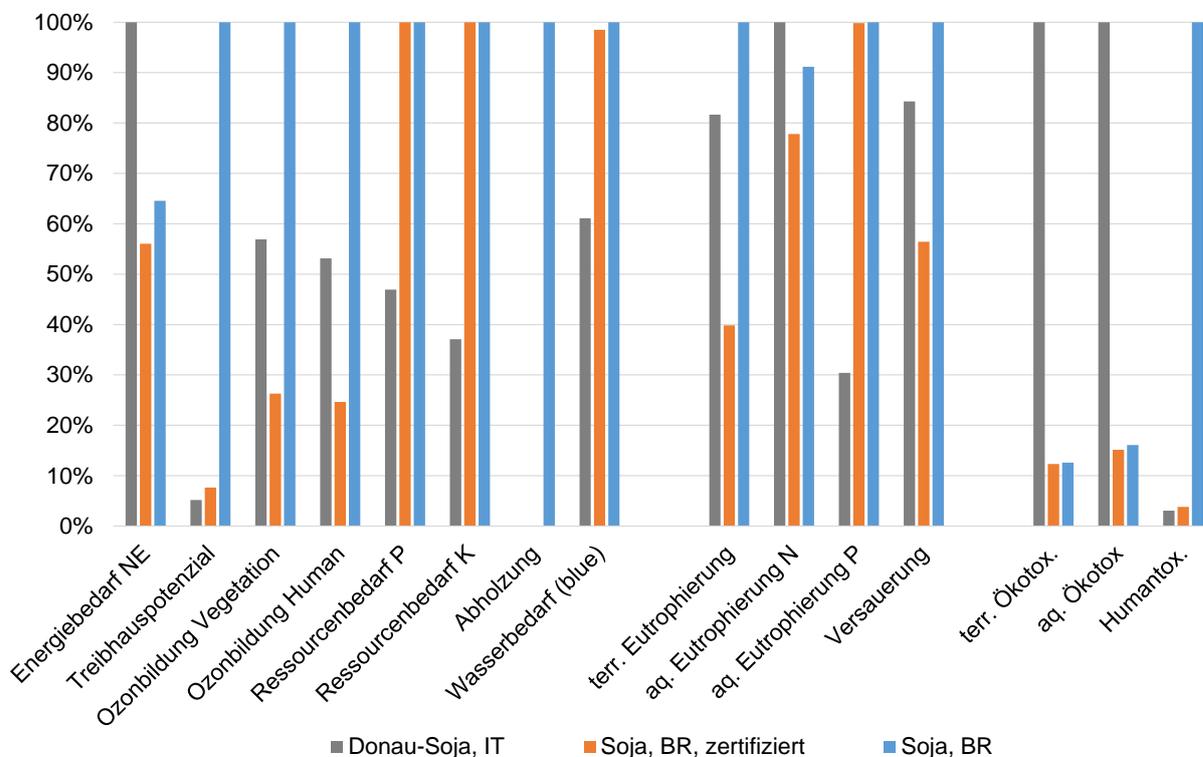


Abbildung 4: Umweltwirkungen von je 1 kg Futtersoja am Hofter des Sojaproduzenten: Donau Soja aus Italien und zertifiziertes und nicht zertifiziertes Soja aus Brasilien. Der Flächenbedarf wird wegen unsicherer Datengrundlage nicht dargestellt (siehe Text).

Der Vergleich zwischen dem brasilianischem und dem italienischen Soja wird durch die unterschiedlichen Anbauverfahren etwas komplexer. Donau Soja ist in 12 von 16 betrachteten Umweltwirkungen deutlich günstiger als nicht zertifiziertes brasilianisches Soja. Auffallend höher sind die terrestrische und aquatische Ökotoxizität des Donau Sojas, sowie der 40 % höhere Bedarf an nicht erneuerbaren Energien. Der höhere Energiebedarf beruht auf einem höheren Maschineneinsatz und einem etwa 1.5-fachen Dieselbedarf des Donau Soja Anbaus. Der höhere Energieverbrauch führt auch zu höheren Stickoxidemissionen und damit terrestrischer Eutrophierung, aquatischer Eutrophierung N sowie Versauerung. Vergleicht man das Donau Soja mit dem zertifizierten brasilianischem Soja, so ist letzteres in acht von 16 Umweltwirkungen günstiger. Die erhöhte terrestrische und aquatische Ökotoxizität des Donau Sojas ist vor allem auf die durch Pestizide verursachte Toxizität zurück zu führen. Der Pestizideinsatz pro Hektar bzw. pro kg geerntetes Soja ist beim Anbau in Italien zwar geringer als in Brasilien, jedoch haben die in Italien verwendeten Wirkstoffe Metolachlor und Metribuzin gemäss der hier verwendeten Methodik (CML01 (Guinée *et al.* 2001)) eine deutlich grössere Toxizität als die in Brasilien verwendeten Diflubenuron und Endosulfan (Hayer *et al.* 2010). Der Flächenbedarf wird nicht dargestellt, da nur ungenaue Angaben zu Saat- und Erntedaten vorlagen.

Betrachtet man die Umweltwirkung eines kg Futtersojas an einer Schweizer Futtermühle (Abbildung 5) sieht man den grossen Einfluss des Transports auf die Umweltwirkungen: Beim brasilianischen Soja sind dies zwischen 44 % bis zu 63 %.

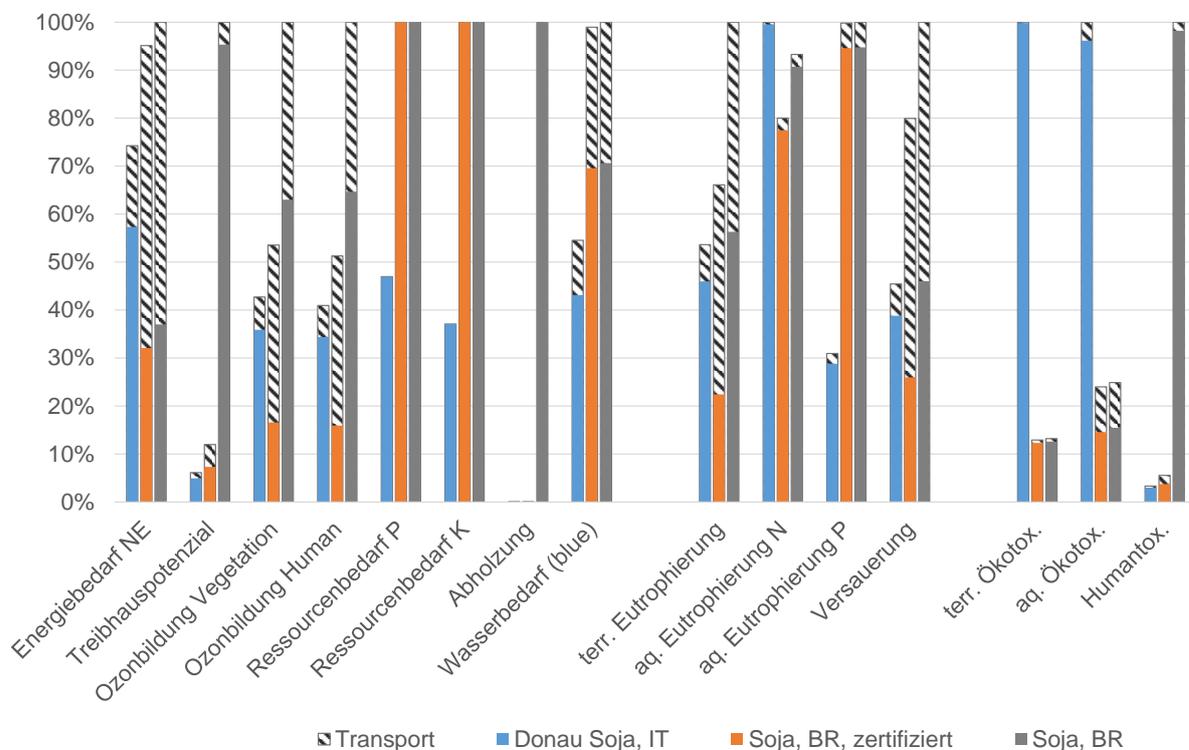


Abbildung 5: Umweltwirkungen von je 1kg Donau Soja aus Italien und zertifiziertem und nicht zertifiziertem Soja aus Brasilien an einer Schweizer Futtermühle. Schwarz schraffiert ist der Anteil des Transports in die Schweiz an der jeweiligen Umweltwirkung. Der Flächenbedarf wird wegen unsicherer Datengrundlage nicht dargestellt (siehe Text).

Donau-Soja ist im Anbau in vieler Hinsicht ungünstiger als zertifiziertes brasilianisches Soja. Diese Defizite werden jedoch durch die wesentlich geringen Transportdistanzen grösstenteils kompensiert.

### 2.2.2 Geflügelmast Stufe Hofter

Abbildung 6 gibt eine vergleichende Übersicht der vier betrachteten Pouletmastsysteme (Optigal, Optigal Donau Soja, BTS-Raus und BIO). Die genauen Werte der Umweltwirkungen der vier Systeme pro kg Lebendgewicht sind in Tabelle 5 gegeben.

Tabelle 5: Umweltwirkungen der Mastsysteme Optigal, Optigal mit Donau Soja in der Futterration, BTS Raus und BIO, je kg Lebendgewicht auf Stufe Hofter.

Kategorie		Einheit	Optigal	Optigal Donau Soja	BTS Raus	BIO
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	19.4	18.9	22.3	26.9
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	1.9	1.6	2.3	2.6
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	10.0	9.1	12.4	15.5
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.001	0.001	0.001	0.001
	Ressourcenbedarf K	kg	0.0072	0.0053	0.0076	0.0002
	Ressourcenbedarf P	kg	0.0058	0.0050	0.0062	0.0017
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.0122	0.0019	0.0135	0.0002
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.025	0.025	0.018	0.024
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	1.0	1.0	1.8	3.3
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.01	0.01	0.01	0.02
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0005	0.0004	0.0005	0.0006
	Versauerung	m <sup>2</sup>	0.3	0.3	0.5	0.8
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.0041	0.0054	0.0064	0.0037
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.317	0.358	0.418	0.328
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.69	0.49	0.86	0.70

Viele Argumente zur Erläuterung der Resultate bei den einzelnen Umweltwirkungen und dem Vergleich zwischen Optigal mit BTS-Raus und BIO sind analog zu Alig *et al.* 2012 und dem Vergleich zwischen BTS mit diesen Systemen. So ist das ungünstigere Abschneiden der BTS Raus Variante (im Vergleich zu Optigal in allen Umweltwirkungen ausser Wasserbedarf zwischen +6 % (Ressourcenbedarf Kalium) und +74 % (terrestrische Eutrophierung)) wesentlich von der Verwendung anderer Masthybriden mit einem langsameren Wachstum abhängig, was sich in einer schlechteren Futterverwertung und einer geringeren Tageszunahme ausdrückt. Dies gilt auch für die biologische Variante. Zusätzlich führte die geringere Flächenproduktivität im biologischen Pflanzenbau zu einem höheren Ackerflächenbedarf für die Futtermittelproduktion. Zusammen mit der geringeren Produktivität in der Mast erklärte dies die um mehr als doppelt so grosse Fläche, die für die biologische Pouletproduktion benötigt wurde. Beim Verbrauch von P- und K-Ressourcen schnitt die biologische Produktion deutlich besser ab als die konventionelle, da hier im Futtermittelanbau keine mineralischen P- und K-Dünger eingesetzt werden. Ähnliches galt für die Ökotoxizitäten aus Pestiziden, da diese im Biolandbau nicht eingesetzt werden. Bei den toxischen Wirkungen, die nicht durch Pestizide verursacht waren, lag das BIO-System im Bereich des Optigalsystems oder leicht darüber. Dies war ebenfalls auf den höheren Futtermittelbedarf (durch die schlechtere Futterverwertung) und die Unterschiede in der Futtermittelproduktion zurückzuführen.

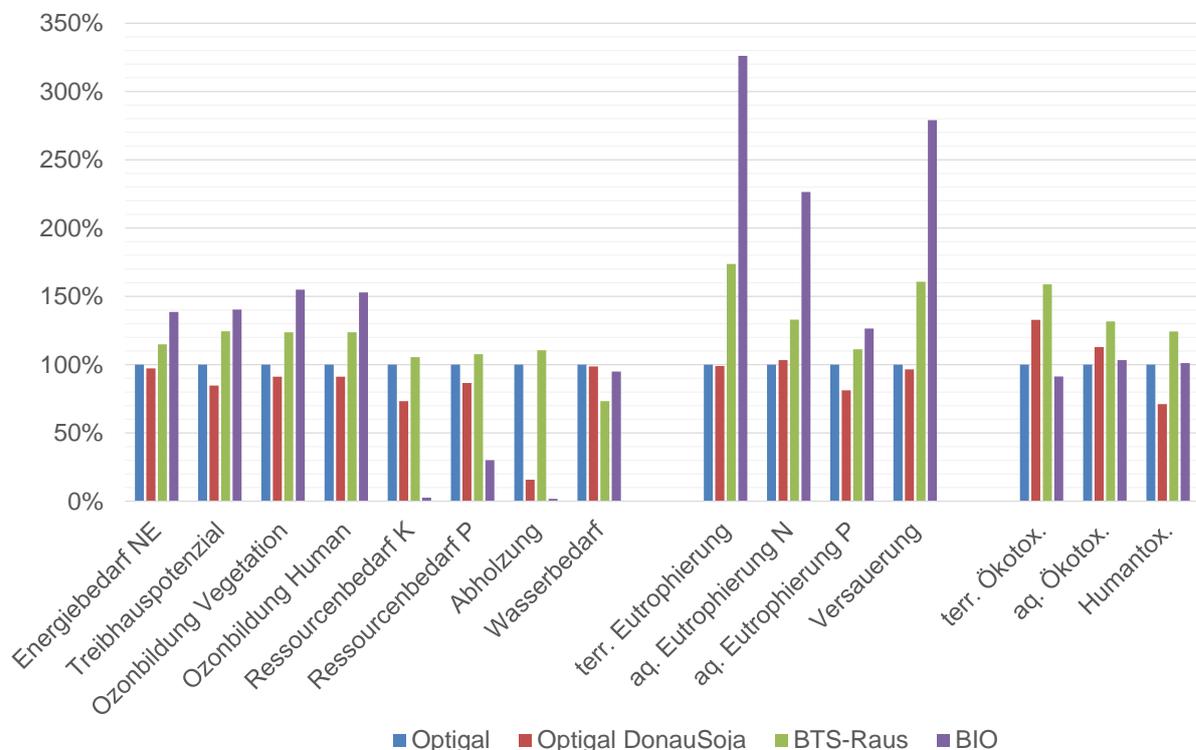


Abbildung 6: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Pouletmastsysteme in der Schweiz (Stufe Hofator). Die Grafik zeigt die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen bezogen auf das Optigal-System als Referenz (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. Der Flächenbedarf wird wegen unsicherer Datengrundlage nicht dargestellt (siehe Text).

Bei den Umweltwirkungen, die von Stickstoffverbindungen abhängen, wies die biologische Produktion teilweise deutlich höhere Werte als die konventionellen Systeme auf. Grund dafür waren die höheren Ammoniakemissionen beim Biofuttermittelanbau durch den Einsatz von Hofdüngern und das höhere Nitrat auswaschungsrisiko pro kg Futter. Diese Ergebnisse sind eng mit dem geringeren Ertrag beim Biofuttermittelanbau und dem dadurch gegebenen grösseren Flächenbedarf verbunden.

Bei der Abholzung liegen die Systeme Optigal und BTS-Raus beinahe gleich auf, da sie einen ähnlichen Anteil an Soja in ihrem Futter haben und dieser jeweils zu 20% aus nicht zertifiziertem Anbau stammt. Die Futtermischungen der Systeme Optigal Donau Soja und BIO beinhalten kein Soja aus Abholzungsgebieten und weisen demzufolge deutlich geringere Werte bei der Abholzung auf. Beim Wasserverbrauch wurde der eingesetzte Bruchreis (in den Systemen Optigal, Optigal Donau Soja und BTS Raus) ökonomisch alloziiert und fiel deswegen nicht ins Gewicht. Die ökonomische Allokation der Umweltwirkung beim Reis unterscheidet sich hier von der Studie von Alig *et al.* (2012), wo Massenallokation verwendet wurde.

Die bei weitem wichtigsten Inputs für die Umweltwirkungen in der Pouletproduktion waren die Futtermittel (Abbildung 7). Sie waren in fast jeder Kategorie für mehr als 50 % der errechneten Werte verantwortlich, am deutlichsten bei den Ökotoxizitäten (vor allem durch Pestizide) und beim Bedarf an Ackerland sowie P- und K-Ressourcenbedarf.

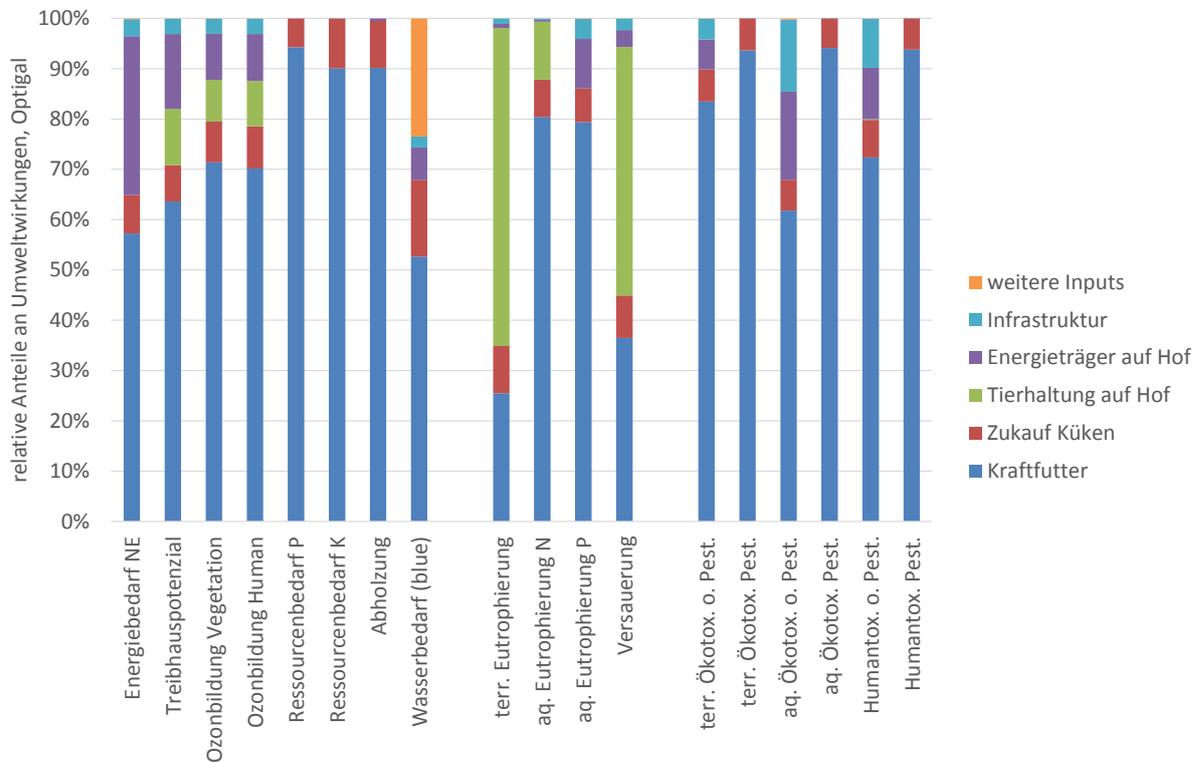


Abbildung 7: Anteile der Inputgruppen an den Umweltwirkungen der Pouletmast des Systems Optigal auf Stufe Hoftor.

Der Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieressourcen wurde neben den Futtermitteln insbesondere durch die direkt am Betrieb verbrauchten Energieträger verursacht. Diese machten bei Optigal rund 30 % des Verbrauchs aus. Weitere relevante Inputgruppen waren für einige Kategorien die zugekauften Küken (bei allen Umweltwirkungen um die 6 %) und die direkten Emissionen aus der Tierhaltung (vor allem terrestrische Eutrophierung und Versauerung, aber auch Treibhauspotenzial, Ozonbildung und aquatische Eutrophierung durch Stickstoff). Insgesamt dominierten die Futtermittel noch mehr als bei den anderen Tierarten (siehe Berichte Schweinemast und Rindviehmast).

### 2.2.3 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel

Bei der Produktion von Geflügelfleisch macht die Tierproduktion den weitaus grössten Anteil der Umweltwirkungen aus (Abbildung 8). Die Unterschiede zwischen den Systemen wurden von der Tierproduktion bestimmt. Den grössten Einfluss hatten die nachgelagerten Prozesse beim Wasserbedarf und nicht-erneuerbaren Energiebedarf, mit Anteilen von etwa 40 bzw. 30 %. Bei Treibhauspotenzial, Ozonbildung und Humantoxizität waren es etwa 13 %, bei allen übrigen Umweltwirkungen lagen die Werte unter 10 %.

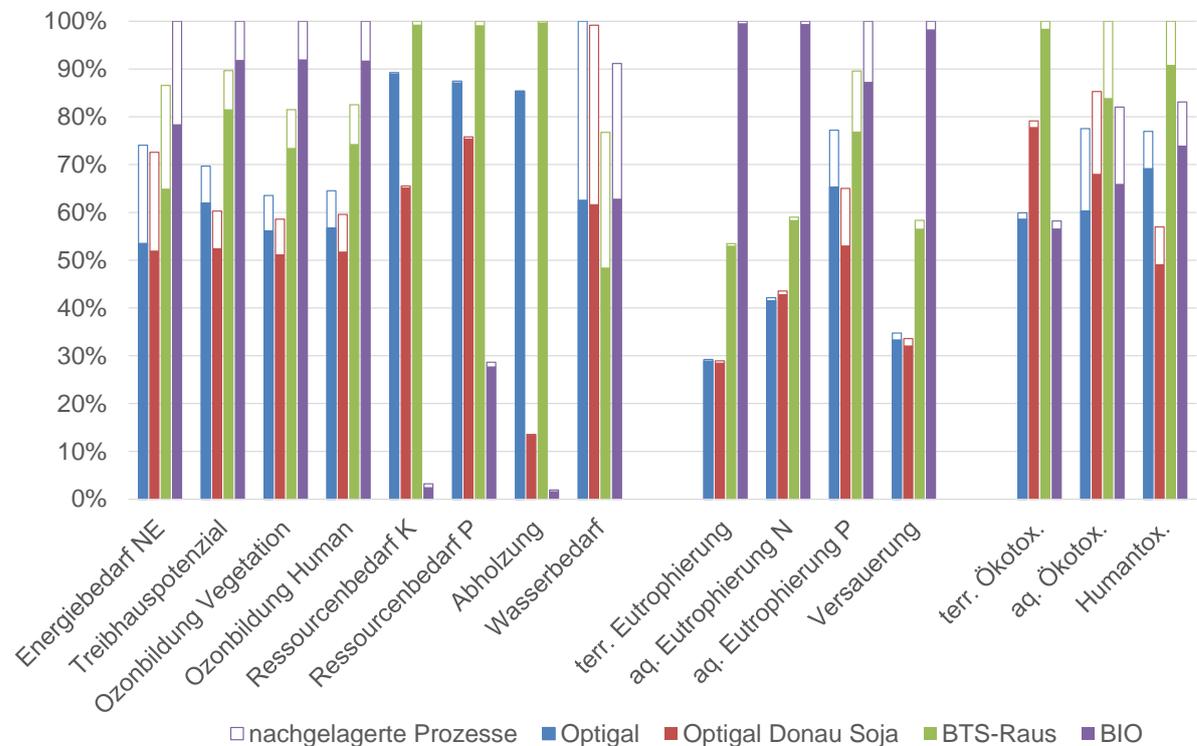


Abbildung 8: Umweltwirkungen pro kg Lebensmittel der untersuchten Geflügelfleischproduktions-Systeme Schweiz (Stufe Schlachthof, Maximalwert der jeweiligen Umweltwirkung = 100%). Der Flächenbedarf wird wegen unsicherer Datengrundlage nicht dargestellt (siehe Text).

Tabelle 6 führt die Umweltwirkungen je kg Lebensmittel für die untersuchten Pouletmastsysteme auf. Hier muss beachtet werden, dass die Zahlen der Summe der Umweltwirkungen der Tierproduktion, skaliert auf die Schlachtausbeute in kg Lebensmittel, und der nachgelagerten Prozesse entspricht. Die Ausbeute an für den menschlichen Verzehr geeignetem Lebensmittel pro kg Lebendgewicht war bei den Systemen BTS Raus und Bio geringer als bei Optigal, da dort eine andere Genetik verwendet wurde (Alig *et al.* 2012). Daher werden die Umweltwirkungen bei der Auswertung pro kg verkaufsfertiges Fleisch bei diesen Systemen einer geringeren Menge Fleisch zugerechnet. Im Vergleich zum System Optigal werden die Umweltwirkungen der Tierproduktion bei BTS Raus und Bio somit höher.

Tabelle 6: Umweltwirkungen der Mastsysteme Optigal, Optigal mit Donau Soja in der Futterration, BTS Raus und BIO, je kg Lebensmittel auf Stufe Schlachthofstor.

Kategorie		Einheit	Optigal	Optigal Donau Soja	BTS Raus	BIO
<b>Ressourcen- management</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	57.2	56.1	66.9	77.2
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	4.4	3.8	5.7	6.4
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	24.1	22.3	31.0	38.0
	Ozonbildung Human	person .ppm.h	0.0017	0.0016	0.0022	0.0026
	Ressourcenbedarf K	kg	0.015	0.011	0.017	0.001
	Ressourcenbedarf P	kg	0.012	0.011	0.014	0.004
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.026	0.004	0.030	0.001
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.085	0.084	0.065	0.078
<b>Nährstoff- management</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	2.2	2.2	4.0	7.4
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.02	0.02	0.03	0.05
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0011	0.0010	0.0013	0.0015
	Versauerung	m <sup>2</sup>	0.7	0.6	1.1	1.9
<b>Schadstoff- management</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB- Äq.	0.0088	0.0116	0.0147	0.0086
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB- Äq.	0.868	0.955	1.120	0.919
	Humantox.	kg 1,4-DB- Äq.	1.63	1.21	2.12	1.77

## 2.3 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Umweltwirkungen von Geflügelfleisch sind massgeblich von den eingesetzten Futtermitteln geprägt und somit ist die Futtermittelverwertung ein entscheidender Faktor in der Ökobilanz. Das System Optigal wies die beste Futtermittelverwertung aller analysierten Systeme auf, was sich in deutlich günstigeren Werten für viele der analysierten Umweltwirkungen ausdrückte. Für die Futtermittelverwertung sind die Mastleistung und die Genetik entscheidend. In den Systemen BTS Raus und BIO werden langsamer wachsende Hybride eingesetzt, deren Tageszuwachs der extensiven Haltung entspricht. Es bleibt offen, ob der Vergleich verschiedener Mastverfahren mit unterschiedlichen Zielgewichten verzerrt sein könnte, da sich mit zunehmendem Gewicht die Futtermittelverwertung ändert. Andererseits kann man natürlich das Mastendgewicht als einen steuerbaren Systemparameter begreifen. Im Übrigen ist anzumerken, dass ein Vergleich der Ergebnisse für das System Optigal mit anderen intensiven Produktionssystemen in der Schweiz im Rahmen dieser Studie nicht möglich war. Deshalb konnte der Wunsch von Micarna, die Umweltwirkungen mit typischen Geflügelproduktionssystemen in der Schweiz zu vergleichen, nicht vollständig umgesetzt werden. Es ist zu erwarten, dass die Unterschiede zwischen Optigal und anderen intensiven Produktionssystemen geringer ausfallen würden, als jene zu BTS RAUS und BIO.

Durch die Verwendung von Donau Soja im Futtermittel liess sich das System Optigal in seiner Umweltwirkung verbessern: Trotz eines in mancher Hinsicht ungünstigeren Anbaus stellt sich Donau Soja durch die wesentlich geringeren Transportdistanzen günstiger dar als das brasilianische Soja. Bei dem Vergleich der beiden Sojafuttermittel ist zu beachten, dass die Inventare einen unterschiedlichen Detaillierungsgrad und eine unterschiedliche Aktualität haben. Neue Inventare für brasilianisches Soja sind zurzeit bei Empraba (Brazilian Agricultural Research Corporation) in Erarbeitung (pers. Kommunikation Th. Nemecek). Einmal fertiggestellt, wäre es sicherlich interessant, diesen Vergleich mit den neuen Inventaren für brasilianisches Soja zu aktualisieren. Dies gilt insbesondere für die

Betrachtung der Toxizität. Gemäss der hier verwendeten Methodik (CML2001 (Guinée et al. 2001) aktualisiert mit Hayer et al. (2010)) und Datengrundlage führt die Wahl der eingesetzten Pestizide beim Donau Soja zu einer erhöhten terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität verglichen mit dem brasilianischen Soja. Bevor aus diesen Ergebnissen jedoch eine Handlungsempfehlung abgeleitet wird, sollte der Sachverhalt mit aktuelleren brasilianischen Daten und Sensitivitätsanalysen mit verschiedenen aktuell gebräuchlichen Methoden zur Toxizitätsabschätzung genauer untersucht werden, da der Bereich der Ökotoxizität in der Ökobilanzierung noch mit relativ grossen Unsicherheiten behaftet ist.

In dieser Studie haben wir eine besondere Allokation für das Futtermittel Bruchreis eingeführt, da dieses im System von Micarna als „Abfallprodukt“ der Reisindustrie zu verstehen ist. Die Umweltwirkung der Produktion des Reises wurde so ökonomisch vor allem dem Lebensmittel Reis zugeordnet und nicht dem Futtermittel Bruchreis. Um die Systeme gleich zu behandeln, wurden auch die Umweltwirkungen des Bruchreises in der Futtermischung vom BTS-Raus System alloziiert. Durch die zentrale Rolle der Futtermittel in der Ökobilanz von Geflügelfleisch sind solche Allokationen vorsichtig und angemessen einzusetzen. Es wird aber auch klar, welches ein Potenzial zur Optimierung der Umweltwirkungen in der Futtermittelmischung liegt.

Allfällige Unterschiede in der Fleischqualität wurden nicht berücksichtigt. Die unterschiedliche Wachstumsgeschwindigkeit könnte sich auf die sensorischen Eigenschaften des Geflügelfleischs auswirken. Dies wurde in den funktionellen Einheiten (kg Lebendgewicht und kg verkaufsfertiges Fleisch für die menschliche Ernährung) nicht berücksichtigt.

Das System Optigal zeigt sich sehr ähnlich dem System BTS in Alig et al. (2012) und so zielen auch die Ansatzpunkte zu Verbesserungen in die gleiche Richtung: Optimierung der Fütterung, Haltungstechnik und Genetik.

## 3 Schwein

### 3.1 Datengrundlage

Im Bereich Schweinemast wurde das Rupromi-System mit einem durchschnittlichen Schweizer ÖLN System verglichen. Rupromi ist eine Erzeugergemeinschaft aus dem Sauenring Rusterholz, Produzenten und der Micarna SA, welche nach IP-Suisse Richtlinien produziert (siehe auch [www.rupromi.ch](http://www.rupromi.ch)). Das Rupromi-System wurde anhand von Betriebsdaten modelliert, welche von Micarna zur Verfügung gestellt wurden. Neben dem Mastsystem wurde auch die gesamte Ferkelproduktion abgebildet. Die Ferkelproduktion geschieht innerhalb des Sauenrings Rusterholz, der aus spezialisierten Deck-, Warte- und Abferkelbetrieben besteht. Dazu gibt es noch Jägerställe und solche Abferkelbetriebe, die die Saugferkel selber zu Mastferkeln grossziehen. Für den Einsatz von Energieträgern in der Ferkelproduktion im Rupromi-System lagen keine Daten vor; diese wurde anhand des ÖLN-Systems skaliert. Die Futtermischungen der verschiedenen Zucht- und Mastabschnitte wurden uns detailliert nach Ferkel-, Jäger- und Mast-, Galtsauen- und Muttersauenfutter zur Verfügung gestellt. Das ÖLN-System wurde analog zu Alig *et al.* 2012 mittels Modellbetrieben (siehe Hersener *et al.*, 2011), gebildet aus Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (Hoop und Schmid 2014) und dem Deckungsbeitragskatalog 2013 (Agridea 2013), berechnet. Tabelle 7 und Tabelle 8 zeigen die Kennzahlen (im Vergleich zur ÖLN Produktion) und die Futtermischung der Ferkelproduktion Rupromi.

Tabelle 7: Kennzahlen der Ferkelproduktion Rupromi und ÖLN.

	Rupromi	ÖLN
<b>Anzahl Ferkel / Wurf</b>	12.3	12.0
<b>Würfe / Sau / Jahr</b>	2.4	2.3
<b>Ferkelverluste</b>	13% (insgesamt)	10 % (bis Absetzen)
		4 % (bis 24 kg)
<b>Säugezeit, d</b>	29	35

Tabelle 8: Futtermischung der Ferkelproduktion Rupromi.

Futtermischung Rupromi Ferkelproduktion			
<b>Gerste</b>	19 %	<b>Eiweisserbsen</b>	5 %
<b>Soja</b>	3 %	<b>Raps</b>	3 %
<b>Weizen</b>	29 %	<b>Schotte</b>	15 %
<b>Triticale</b>	12 %	<b>Mineralien</b>	1%
<b>Mais</b>	4 %	<b>Sonstiges</b>	2 %
<b>Zuckerrüben</b>	7 %		

In Tabelle 9 sind die Kennzahlen der beiden verglichenen Schweinemastsysteme aufgeführt. Das Rupromi-System hat ein etwas höheres Eingangs- und Mastendgewicht, eine kürzere Mastdauer und damit höhere Tageszunahmen. Für die Schlachtausbeute und die Ausbeute an Lebensmittel wurden für beide Systeme identische Zahlen von Proviande (Proviande, 2013) benutzt.

In Tabelle 10 ist die Gesamtmenge Futter (kg) pro Mastschwein und dessen Zusammensetzung aufgezeichnet. Auffallend am System Rupromi ist der 10 % höhere Futterbedarf pro Tier und die andere Zusammensetzung, beispielsweise 20 % Soja im ÖLN Verfahren gegenüber 6 % bei Rupromi. Der höhere Futterbedarf pro Tier ist durch den höheren Zuwachs an Lebendgewicht (LG) erklärbar.

Tabelle 9: Vergleich der Kennzahlen in der Schweinemast.

	Rupromi	ÖLN
<b>Eingangsgewicht [kg LG]</b>	26.6	24.0
<b>Mastendgewicht [kg LG]</b>	112	102
<b>Schlachtausbeute [%]</b>	79.0	79.0
<b>Fleischausbeute [% zu kg LG]*</b>	60.4	60.4
<b>Mastdauer [d]</b>	91.3	104
<b>Tageszunahme [g/d]</b>	935	750
<b>Mortalität [%]</b>	2	2
<b>Futtermittelnutzung</b>	2.6	2.6
<b>Futtermenge Kraftfutter [kg / Tier]</b>	220	200
<b>Umtriebe pro Jahr</b>	3.5	3.1
* Die Fleischausbeute ist relativ zum Lebendgewicht (LG) angegeben		

Tabelle 10: Futtermittelzusammensetzung der Schweinemastsysteme Rupromi und ÖLN in % und gesamte Kraftfuttermenge je Mastschwein in kg.

	Rupromi	ÖLN
<b>Gerste</b>	20 %	24 %
<b>Soja</b>	6 %	20 %
<b>Weizen</b>	40 %	20 %
<b>Triticale</b>	15 %	0 %
<b>Mais</b>	1 %	18 %
<b>Zuckerrüben</b>	2 %	9 %
<b>Eiweisserbsen</b>	6 %	0 %
<b>Raps</b>	5 %	3 %
<b>Stärke</b>	0 %	3 %
<b>Mineralien</b>	5 %	2 %
<b>Kraftfutter pro Mastschwein, kg</b>	220	200

## 3.2 Resultate

### 3.2.1 Ferkelproduktion

Die Ferkelproduktion des Systems Rupromi zeigte sich in fast allen Umweltwirkungen günstiger als im ÖLN System (Tabelle 11 und Abbildung 9). Zeichnet man die Differenzen detailliert nach ihren Inputgruppen auf, zeichnet sich das eingesetzte Kraftfutter als grösster Einflussfaktor ab (Abbildung 10). Die im Rupromi-System eingesetzte Futtermischung wies durchwegs günstigere Werte auf als die im ÖLN eingesetzte Mischung. Einzig beim Wasserbedarf schneidet die Futtermischung Rupromi schlechter ab.

Tabelle 11: Umweltwirkungen pro kg Ferkel (LG) der Systeme Rupromi und ÖLN.

Kategorie		Einheit	Ferkel Rupromi	Ferkel ÖLN
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	34.8	33.3
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	3.6	4.7
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	28.0	33.3
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.0020	0.0024
	Ressourcenbedarf K	kg	0.010	0.015
	Ressourcenbedarf P	kg	0.020	0.030
	Flächenbedarf	m <sup>2</sup> a	4.6	6.3
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.0059	0.0384
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.061	0.035
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	2.9	3.7
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.02	0.03
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0007	0.0011
	Versauerung	m <sup>2</sup>	0.74	0.96
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.0067	0.0095
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.514	0.679
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	1.03	1.87

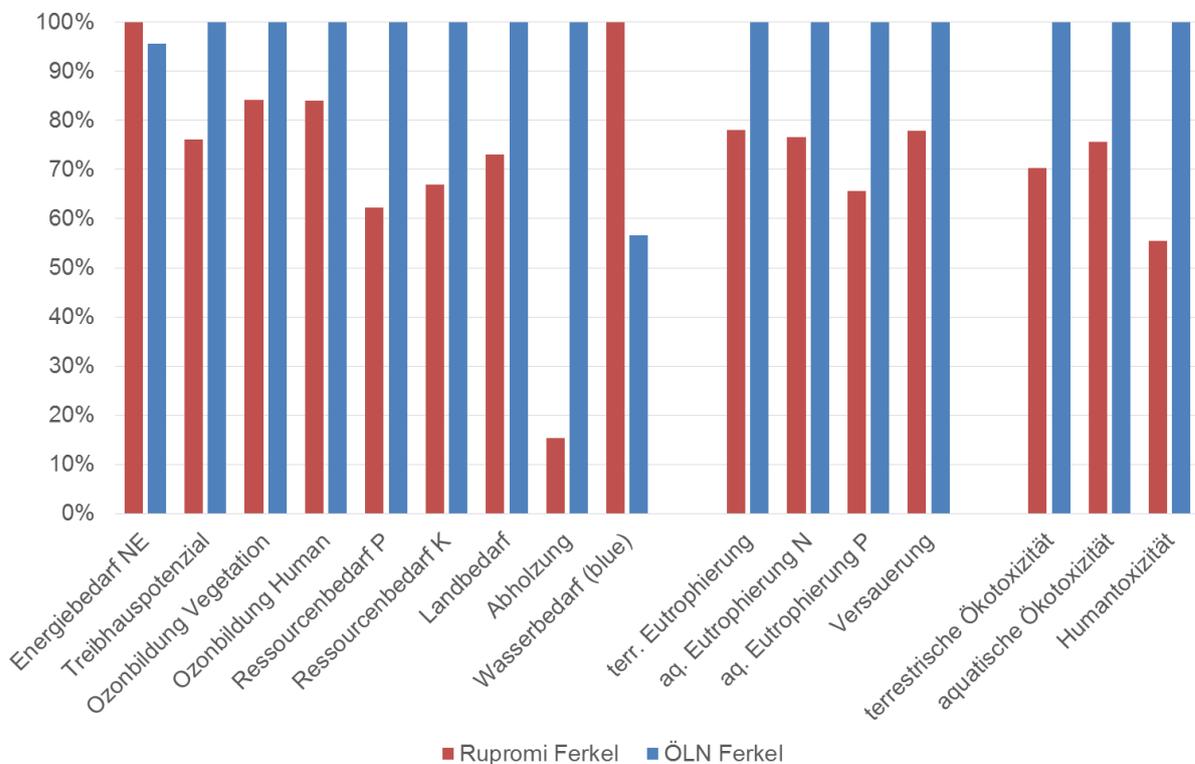


Abbildung 9: Relativer Vergleich der Umweltwirkung je kg Ferkel Lebendgewicht der Systeme Rupromi und ÖLN.

Beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf stellte sich das Rupromi-System etwas ungünstiger dar durch die Transporte der Tiere zwischen den einzelnen Betrieben der arbeitsteiligen Ferkelproduktion. Allfällige Unterschiede auf Stufe Betrieb konnten jedoch nicht erfasst werden, da der weitere Bedarf nicht-

erneuerbarer Energien des Rupromi Systems aufgrund fehlender Angaben aus den Betrieben anhand des ÖLN Systems skaliert ist. Eine weitere wichtige Inputgruppe für die gefundenen Differenzen ist auch die Tierhaltung auf Hof. Die dabei entstehenden Emissionen wirken sich vor allem auf die Eutrophierung und Versauerung sowie das Treibhauspotenzial und die Ozonbildung aus.

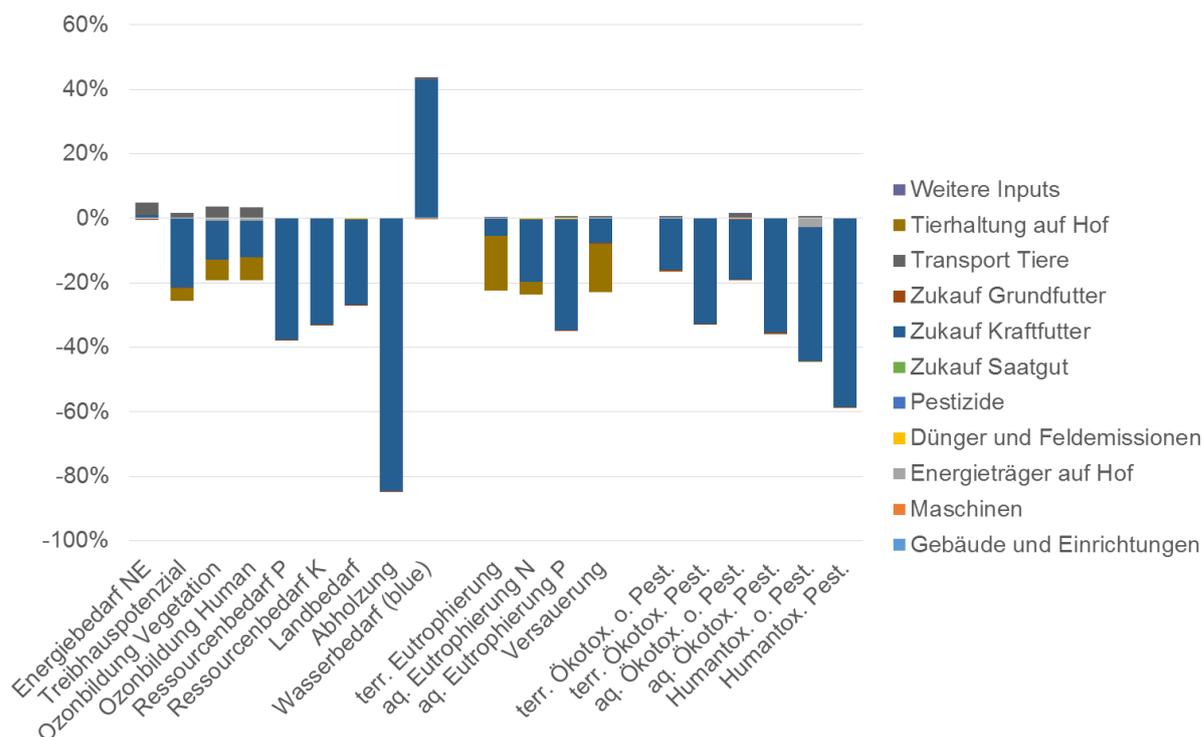


Abbildung 10: Relative Unterschiede in den Umweltwirkungen der Ferkelproduktion Rupromi und ÖLN, detailliert nach Inputgruppen. Positive Werte: Rupromi > ÖLN, negative Werte: Rupromi < ÖLN.

### 3.2.2 Schweinemast: Umweltwirkung je kg Lebendgewicht und Futtermiteleinfluss

Auch auf Stufe Mastschwein stellte sich das Rupromi System je kg LG günstiger dar als das ÖLN System. Die genauen Zahlen zu Abbildung 11 sind in Tabelle 12 zu finden. Im Ressourcenmanagement war das System Rupromi bei sieben der neun Umweltwirkungen um 10 % günstiger als der Schweizer Durchschnitt. Durch den geringeren Gebrauch von Soja im Mastsystem (Inputgruppe „Zukauf Kraftfutter“ in Abbildung 12) und in der Ferkelaufzucht (Inputgruppe „Zukauf Tiere“) war die Abholzung durch das System Rupromi deutlich geringer als das durch das ÖLN System. Der höhere Wasserbedarf im System Rupromi ist durch die Futtermittel zu erklären (Abbildung 12). Ein höherer Anteil Weizen und Gerste in der Futtermischung verursachte einen 20 % höheren Wasserbedarf.

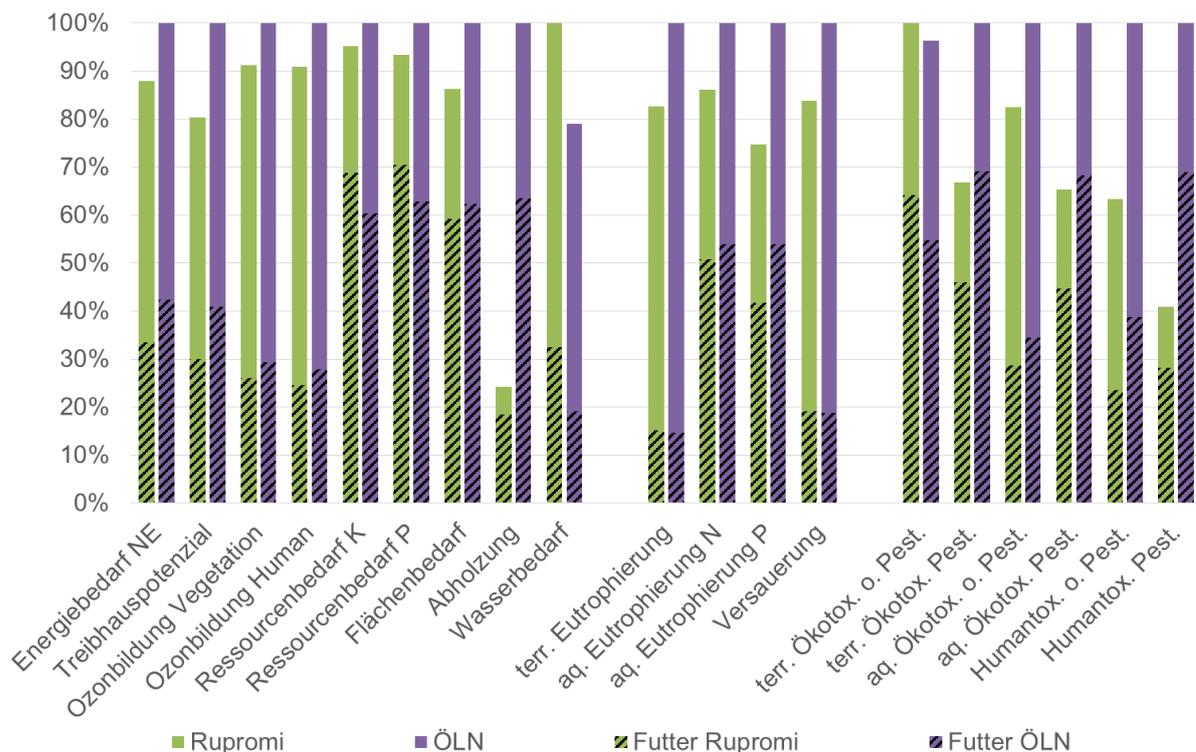


Abbildung 11: Umweltwirkungen von Rupromi und ÖLN im relativen Vergleich bezogen auf den jeweiligen Maximalwert in der betreffenden Umweltwirkung. Schraffiert eingetragen ist ausserdem der Anteil der Umweltwirkungen, der durch das jeweilige Futter verursacht wird.

Im Nährstoffmanagement zeigte sich Rupromi ca. 18 - 25 % günstiger als der Schweizer Durchschnitt. Hier ist neben den Futtermitteln und dem Zukauf Tiere die Tierhaltung auf Hof von Bedeutung (Abbildung 12). Im Bereich Schadstoffmanagement zeigte sich Rupromi ebenfalls günstiger als ÖLN bis auf die Umweltwirkung terrestrische Ökotoxizität durch Nicht-Pestizide. Dieses ungünstigere Abschneiden ist vor allem durch das zugekaufte Kraftfutter bedingt (Abbildung 12). Da die gesamte Umweltwirkung terrestrische Ökotoxizität allerdings durch Pestizide dominiert wird, ist die Gesamtoxizität des Systems Rupromi geringer als die des Schweizer Durchschnitts (Abbildung 15).

Tabelle 12: Umweltwirkungen der Mastsysteme Rupromi und ÖLN, je kg Lebendgewicht auf Stufe Hofstor.

Kategorie		Einheit	Rupromi	ÖLN
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	31.2	35.5
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	3.2	4.0
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	27.9	30.5
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.0020	0.0022
	Ressourcenbedarf K	kg	0.0174	0.0183
	Ressourcenbedarf P	kg	0.0095	0.0102
	Flächenbedarf	m <sup>2</sup> a	4.1	4.7
	andere Flächen	m <sup>2</sup> a	0.1	0.1
	Ackerflächen	m <sup>2</sup> a	3.8	4.4
	Wald	m <sup>2</sup> a	0.1	0.2
	Grünland extensiv	m <sup>2</sup> a	0.0	0.0
	Grünland intensiv	m <sup>2</sup> a	0.0	0.0
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.0063	0.0260
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.065	0.052
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	2.2	2.7
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.02	0.02
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0007	0.0009
	Versauerung	m <sup>2</sup>	0.6	0.7
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.0058	0.0077
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.520	0.671
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	1.11	1.78

Den grössten Einfluss am Unterschied zwischen den Systemen (Abbildung 12) und an den Umweltwirkungen des Systems Rupromi insgesamt (Abbildung 13) hatte das Kraftfutter. Abbildung 16 vergleicht die Umweltwirkungen der Futtermittel im System Rupromi und ÖLN. Danach hatte der Zukauf Tiere (Ferkel) einen grossen Einfluss auf die Umweltwirkungen und verursachte zwischen 23 % und 32 % der Wirkung. Das Kraftfutter und das in der Ferkelzucht verwendete Kraftfutter dominierten die Umweltwirkungen Toxizität durch Pestizide und Ressourcenbedarf K und P. Bei der Toxizität durch Nicht-Pestizide trug auch die Infrastruktur, d.h. die Nutzung der Gebäude und Maschinen, bei. Die Tierhaltung auf Hof hatte einen grossen Einfluss auf die mit Stickstoffemissionen verknüpften Umweltwirkungen, wie Eutrophierung, Versauerung, aber auch Treibhauspotenzial (durch Stickstoff induzierte Lachgasemissionen). Die Inputgruppe „weitere Inputs“ beinhaltet u.a. auch den Trinkwasserverbrauch auf dem Betrieb, so dass diese besonders beim Wasserbedarf einen grossen Einfluss hat.

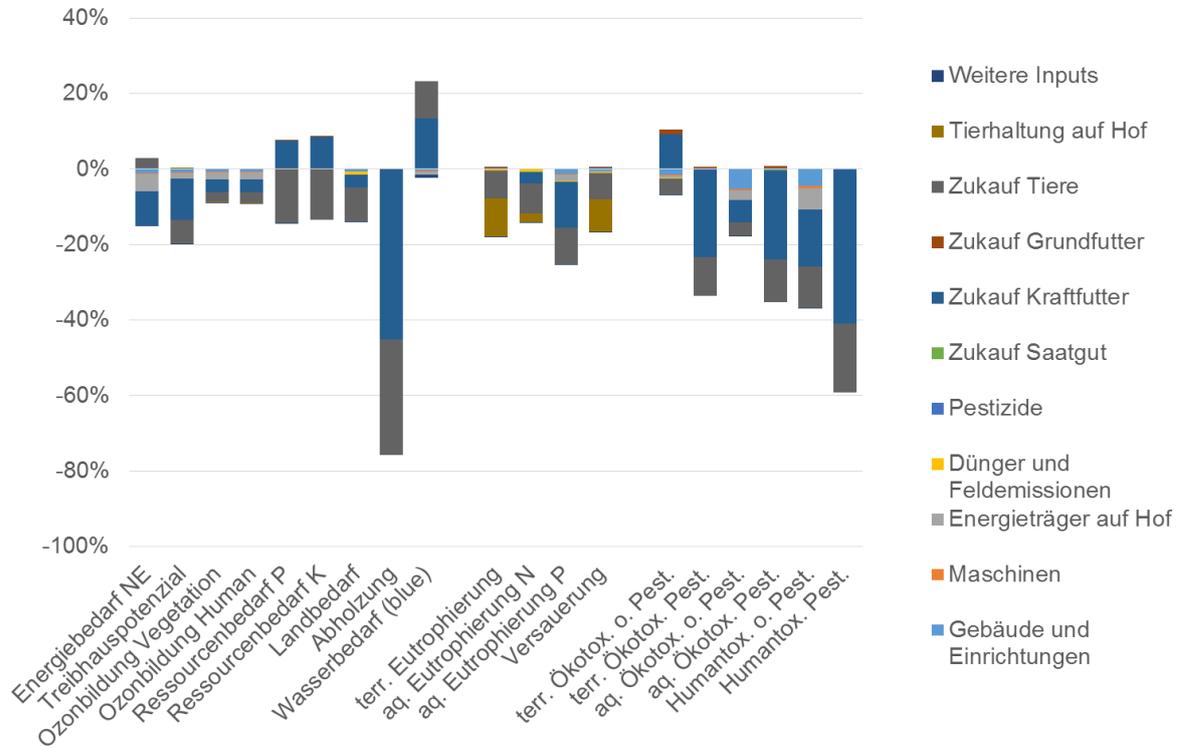


Abbildung 12: Relativer Unterschied der beiden Mastsysteme Rupromi und ÖLN je kg LG, detailliert nach Inputgruppen.

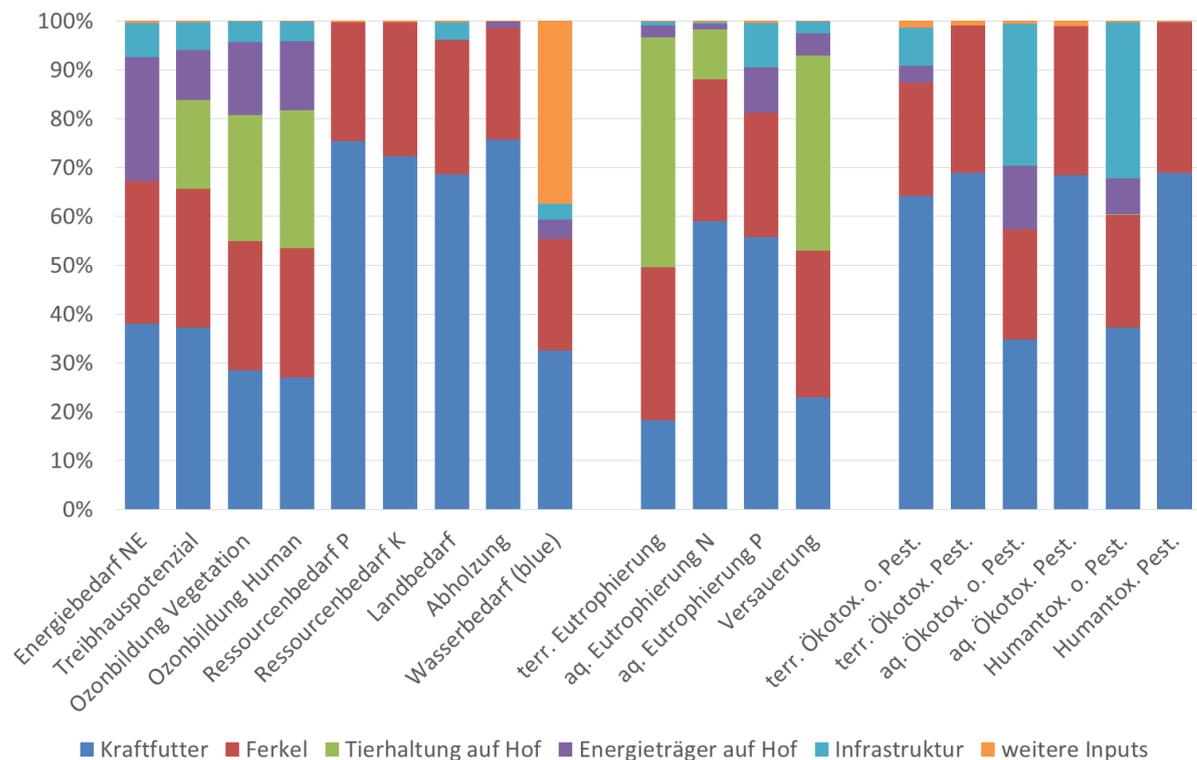


Abbildung 13: Relative Anteile der Inputgruppen an den Umweltwirkungen des Mastsystems Rupromi.

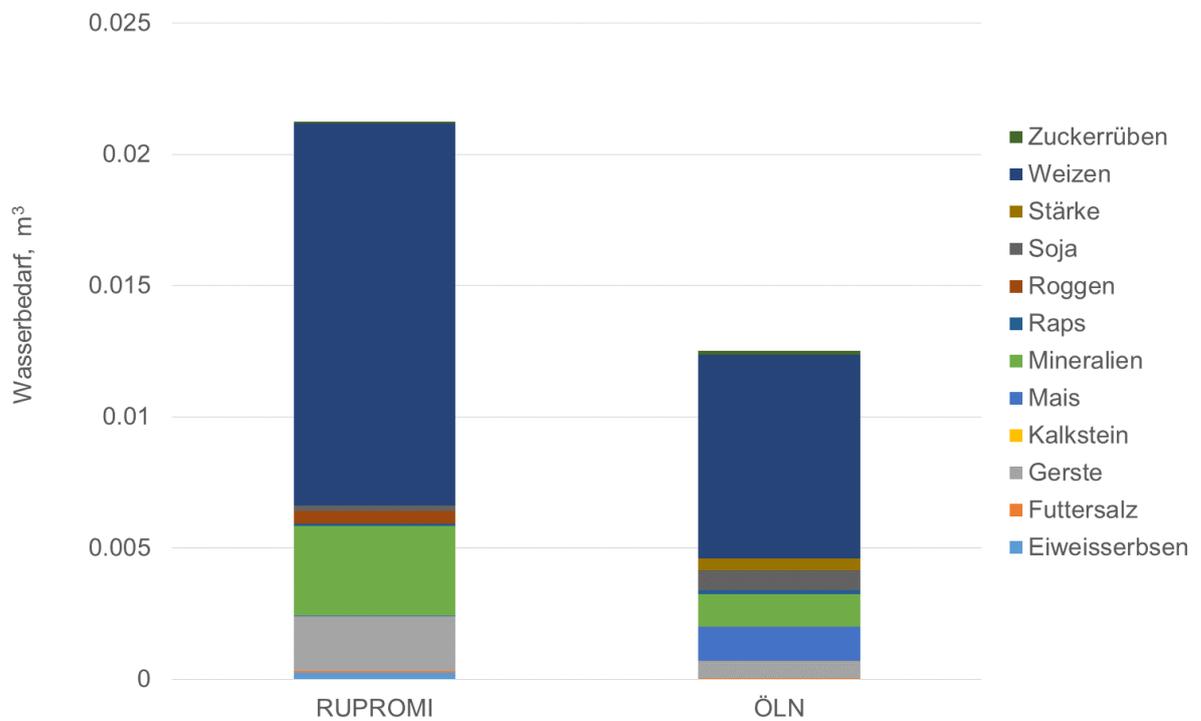


Abbildung 14: Wasserbedarf der Futtermischungen Rupromi und ÖLN, detailliert nach den unterschiedlichen Futterkomponenten.

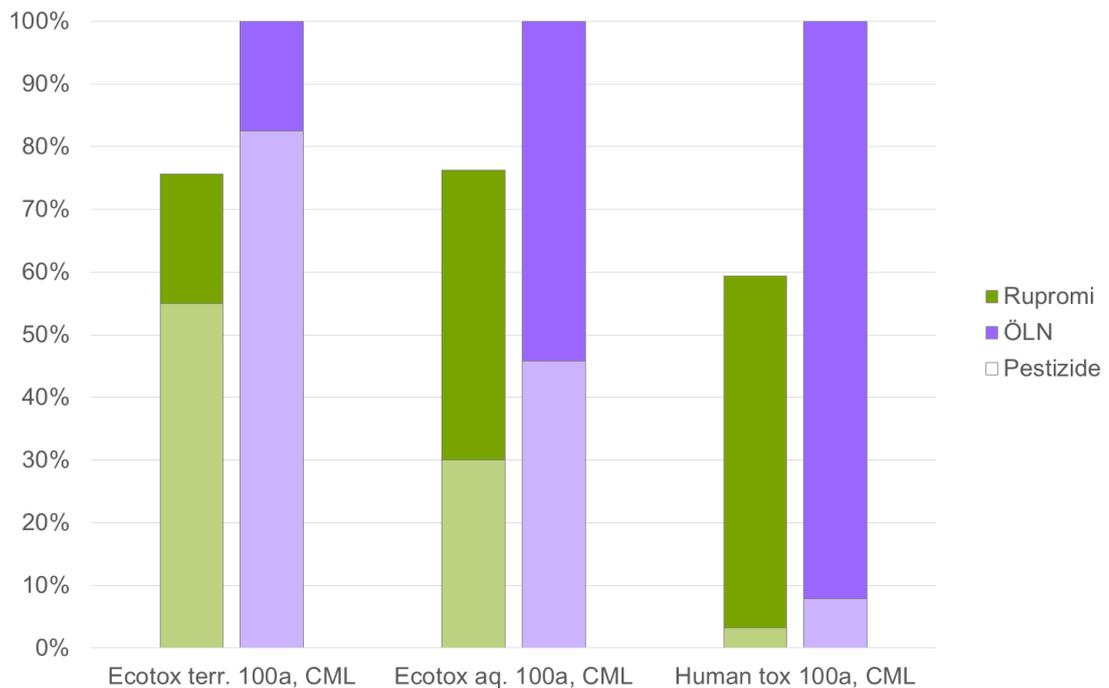


Abbildung 15: Relative Toxizitäten der Mastsysteme Rupromi und ÖLN (max = 100 %) und der Anteil, der durch Pestizide verursacht wird.

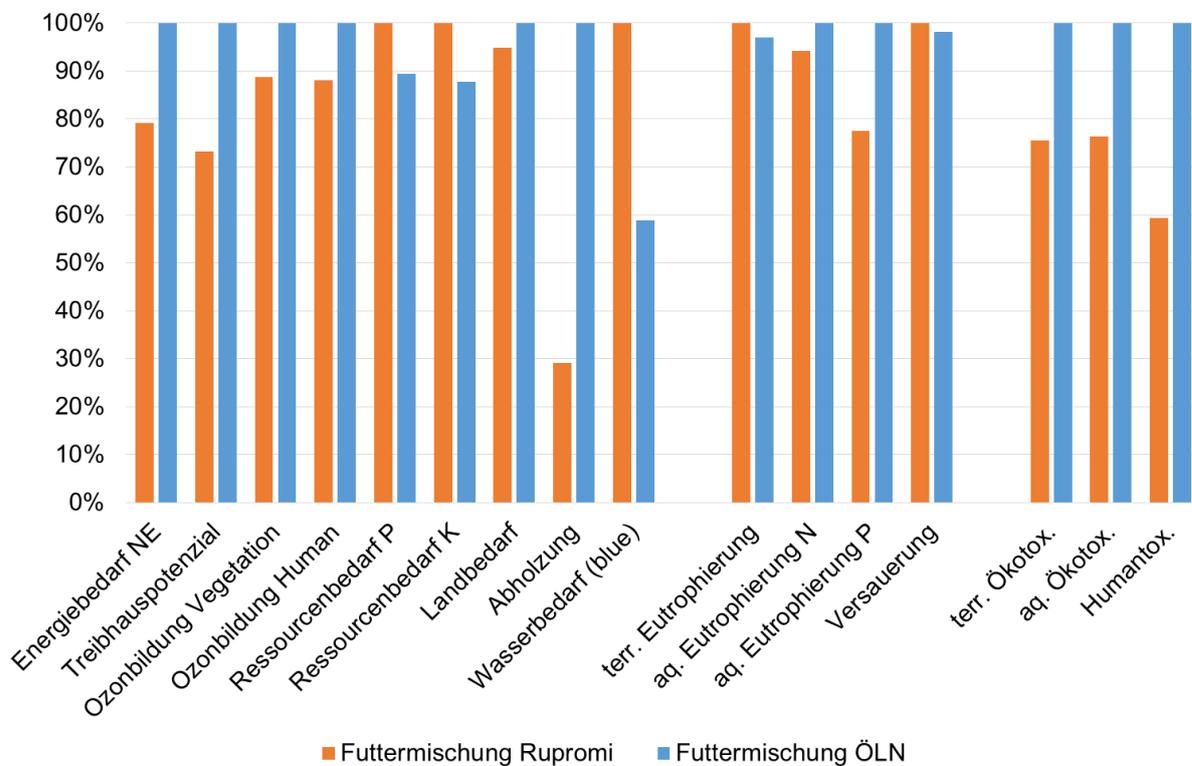


Abbildung 16: Umweltwirkungen der Futtermischungen von Rupromi und ÖLN im relativen Vergleich bezogen auf den jeweiligen Maximalwert in der betreffenden Umweltwirkung.

### 3.2.3 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel

Abbildung 17 zeigt den relativen Vergleich der Umweltwirkungen pro kg Lebensmittel für die Mastsysteme Rupromi und ÖLN. Die genauen Zahlen sind in Tabelle 13 aufgeführt. Die Umweltwirkungen sind dominiert von der Tierhaltung; die nachgelagerten Prozesse machen zwischen 0 % und 20 % aus, wobei vor allem der Bedarf an nicht erneuerbaren Energien und der Wasserbedarf stärker beeinflusst werden.

Abbildung 18 zeigt die Anteile der verschiedenen Inputgruppen der nachgelagerten Prozesse Rupromi an den Umweltwirkungen. Insgesamt waren hier der direkte Energieeinsatz und das Verpackungsmaterial die wichtigsten Faktoren für die meisten Umweltwirkungen. Beim Ressourcenbedarf spielte auch der Trinkwasserverbrauch eine wichtige Rolle. Wie aus Abbildung 17 ersichtlich, sind die absoluten Werte der Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse bei vielen Kategorien, besonders bei Nährstoff- und Schadstoffmanagement, allerdings sehr gering. So dürfen die hohen Anteile, beispielsweise der Reinigungsmittel beim Ressourcenbedarf P und K oder der Abfallentsorgung bei der Humantoxizität, nicht überbewertet werden. Die negativen Anteile der (absolut sehr kleinen) Umweltwirkung Abholzung durch die Schlachthausprozesse, spiegelt mögliche Wiederaufforstungen von Schlackedeponien wieder.

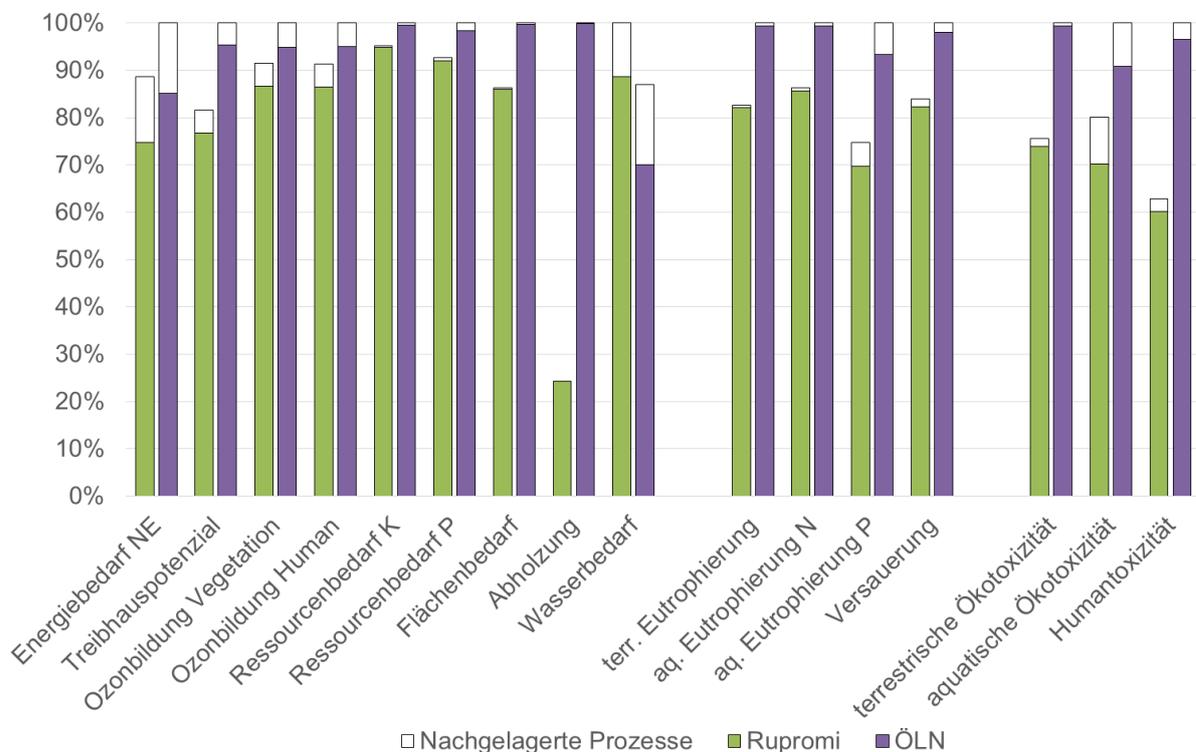


Abbildung 17: Umweltwirkungen pro kg Lebensmittel der untersuchten Schweinefleisch-Systeme (Stufe Schlachthof, Maximalwert der jeweiligen Umweltwirkung = 100%).

Tabelle 13: Umweltwirkungen der Mastsysteme Rupromi und ÖLN, je kg Lebensmittel auf Stufe Schlachthof.

Kategorie		Einheit	Rupromi	ÖLN
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	62.1	69.1
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	5.7	6.9
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	48.7	53.2
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.004	0.004
	Ressourcenbedarf K	kg	0.0209	0.0305
	Ressourcenbedarf P	kg	0.0159	0.0172
	Flächenbedarf	m <sup>2</sup> a	6.8	7.8
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.0105	0.0431
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.122	0.106
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	3.7	4.5
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.03	0.04
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0012	0.0017
	Versauerung	m <sup>2</sup>	1.0	1.2
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.0097	0.0129
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.981	1.224
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	1.91	3.05

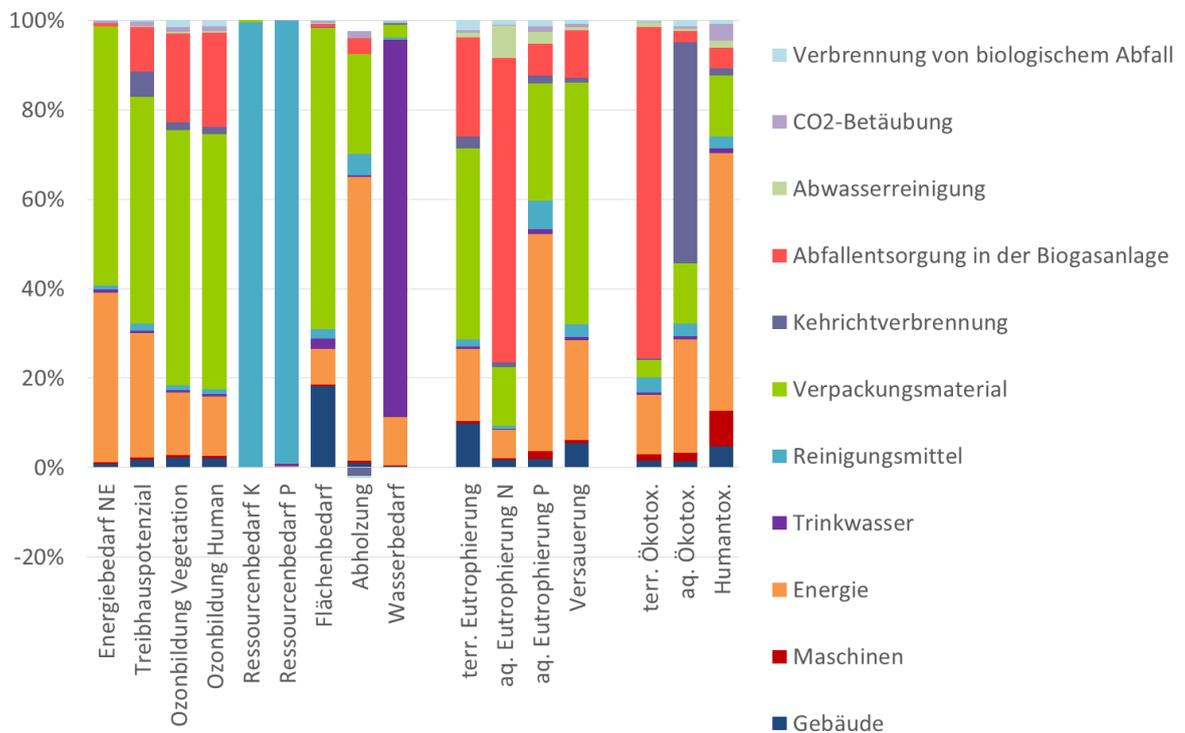


Abbildung 18: Relative Anteile der Inputgruppen an den Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse für das System Rupromi.

### 3.3 Diskussion und Schlussfolgerungen

Sowohl in der Schweinemast als auch in der Ferkelproduktion ist der Krafftutterzukauf die wichtigste Inputgruppe. Der Einfluss des Krafftutters auf die Umweltwirkungen ist bei Rupromi geringer als bei ÖLN. Dies liegt an der verwendeten Futtermischung bzw. den unterschiedlichen Futtermittelkomponenten. Betrachtet man den Einfluss der verschiedenen Futtermittelkomponenten auf die Gesamt-Umweltwirkung des Futters wird deutlich, wie komplex die Optimierung des Futters hinsichtlich der Umweltwirkungen ist. So ist beispielsweise der Verzicht auf bzw. die Verringerung des Sojas im Futter positiv für das Treibhauspotenzial, die Abholzung und die Humantoxizität der Futtermischung, die Erhöhung des Weizenanteils führt jedoch gesamthaft zu einer Erhöhung des Wasserbedarfs, da rund die Hälfte des Weizens aus bewässertem Anbau aus Frankreich importiert wird.

Infrastruktur und Energiedaten wurden wegen fehlender Angaben der Betriebe analog zum ÖLN System skaliert. Die Transportdaten, über die genaue Angaben vorlagen, kamen beim Rupromi System hinzu, ohne dass abgeschätzt werden konnte, wie viele Transporte bzw. wie viel für Transporte aufgebrauchte Energie schon in den skalierten Energiebedarfswerten enthalten sind. So ist der durch die Transporte leicht höhere Energiebedarf des Rupromi Systems mit Einschränkungen zu sehen.

Wie schon in Alig et al. (2012) beschrieben, liegt in der Optimierung der Futtermischung auf ihre Umweltwirkungen viel Potenzial zur Verbesserung der Schweinemast insgesamt, wie das günstige Abschneiden von Rupromi durch seine optimierte Futtermischung im Vergleich zum ÖLN System gezeigt hat.

## 4 Rind

### 4.1 Datengrundlage

Im Bereich Rindermast wurden die Systeme Terra Suisse und Weidebeef der Micarna SA mit der Grossviehmast ÖLN (Alig et al. 2012) verglichen. Dabei handelt es sich grundsätzlich um sehr verschiedene Systeme: Terra Suisse ist dem GVM ÖLN System als mittelintensive Mast ähnlich, das Weidebeef System ist ein extensiveres, graslandbasiertes System. Kennzahlen der drei verglichenen Systeme sind in Tabelle 14 zusammengefasst.

Datengrundlagen der Systeme Terra Suisse und Weidebeef waren die Angaben von 17 bzw. 13 realen Betrieben. Die Grossviehmast bei Terra Suisse Betrieben muss die Bestimmungen BTS und BTS Raus erfüllen, welche u.a. den permanenten Zugang zu einem Laufhof vorschreiben (IP Suisse Richtlinien). Beim Weidebeef System kommen neben diesen Bestimmungen noch der obligatorischer Weidegang, eine gewisse Grundfutterdeckung durch Weide sowie das Verbot von Soja in der Mast hinzu. Terra Suisse Betriebe zeigten sich etwas grösser, kauften ihre Tiere im Schnitt mit 7 Wochen zu und mästeten diese innerhalb von 46 Wochen auf 568 kg Lebendgewicht (LG). Für ein ähnliches Mastendgewicht brauchten die Weidebeefbetriebe, im Schnitt viel kleinere Betriebe und mit schwererem Eingangsgewicht, mehr als 50 % länger, nämlich 75 Wochen. Für das GVM ÖLN System wurden die Tageszunahme, das Schlachtalter und das Endgewicht entsprechend dem im Deckungsbeitragskatalog (DBK; Agridea, 2013) definierten Verfahren für Grossviehmast Muni halbintensiv definiert.

Tabelle 14: Produktionsparameter der Mastsysteme GVM ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef

	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Output pro Mastbetrieb [kg LG / Jahr]</b>	27 832	104 207	14 155
<b>Output pro Mastbetrieb [kg SG / Jahr]</b>	14 473	54 188	7360
<b>Output pro Mastbetrieb [kg Lebensmittel / Jahr]</b>	9825	36 785	4593
<b>Anzahl Mastplätze</b>	63	182	38
<b>Landwirtschaftliche Nutzfläche [ha]</b>	12.1	18.7	11.8
<b>Einstallalter [Wochen]</b>	4	7	14.6
<b>Einstallgewicht [kg LG]</b>	68.3	91.0	156.9
<b>Tageszunahme [g/d]</b>	800 / 1100 (Vor- & Ausmast)	1279	741
<b>Schlachtalter [Wochen]</b>	70	53	90
<b>Mastendgewicht [kg LG]</b>	550	568	543
<b>Mastdauer [d] / [Wochen]</b>	461 / 66	322 / 46	528 / 75
<b>kg Futter (TS) / kg LG-Zunahme</b>	5.4	4.8	8.9

Die GVM ÖLN und das Terra Suisse System sind krafftutterdominierte Systeme mit hohen Tageszunahmen. Grund- und Krafftutteraufnahme aller drei Systeme sowie Zusammensetzung der Einzelkomponenten sind in Tabelle 15 und Tabelle 16 angegeben. Bei der Berechnung der Systeme Terra Suisse und Weidebeef wurde angenommen, dass das Grundfutter, bis auf die Pressschnitzel, auf dem Betrieb selber angebaut und alles Krafftutter zugekauft wird. In allen Systemen wird das verwendete

Stroh komplett zugekauft. In allen drei Mastsystemen werden Tränkekälber (Absetzer) zugekauft, welche aus Milchviehbetrieben stammen. Unterschiedliche Anteile an zugekauften Fressern führen zu unterschiedlichen durchschnittlichen Einstallgewichten bei den drei Systemen.

Table 15: Zusammensetzung des Grundfutters (Anteile an der Gesamtration in kg TS) und Grundfutterverzehr.

	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Weidefutter [%]</b>	-	-	31
<b>Bodenheu [%]</b>	10	-	25
<b>Dürrfutter belüftet [%]</b>	17	2	-
<b>Grassilage [%]</b>	24	12	31
<b>Maissilage/CCM [%]</b>	49	73	13
<b>Pressschnitzel [%]</b>	-	13	-
<b>Gesamter Grundfutterverzehr [kg TS / Masteinheit]</b>	1900	1543	3326

Table 16: Kraftfuttermischung in den Mastsystemen ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef und Kraftfutterverzehr.

	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Soja [%]</b>	31	28	1*
<b>Gerste [%]</b>	-	17	-
<b>Mais [%]</b>	16	20	16
<b>Maiskleber [%]</b>	7	10	19
<b>Weizen [%]</b>	16	25	34
<b>Triticale / Roggen [%]</b>	10	-	8
<b>Rapskuchen [%]</b>	10	-	5
<b>Futterkalk [%]</b>	6	-	3
<b>Zuckerrübenmelasse [%]</b>	3	-	4
<b>Sonnenblumenextraktions-schrot [%]</b>	-	-	10
<b>Fette / Öle</b>	1	-	-
<b>Gesamter Kraftfutterverzehr [kg / Masteinheit]</b>	710	763	94
<i>*nur in der Vormast (hier noch 3 Wochen)</i>			

Table 17: Hofdüngeranfall der untersuchten Rindermastsysteme.

	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Gülleanfall [m3 / Jahr]</b>	515	1145	310
<b>Davon Wegfuhr [%]</b>	k.A.*	64*	15*
<b>Mistanfall [t / Jahr]</b>	135	415	81
<b>Davon Wegfuhr [%]</b>	k.A.*	17*	32*
<i>* Bilanz von GVM ÖLN ist auf Betriebsebene ausgeglichen; keine Angaben für Produktionszweig Rindermast; bei Terra Suisse und Weidebeef sind der Überschuss aus dem Produktionszweig Rindermast angegeben</i>			

## 4.2 Resultate

### 4.2.1 Umweltwirkungen je kg Lebendgewicht (Mastphase)

In Tabelle 11 und Abbildung 9 sind die Umweltwirkungen je kg Lebendgewicht (kg LG) auf Stufe Hofter der drei untersuchten Grossviehmastssystemen angegeben. Analog zu Alig et al. 2012 ist in Abbildung 9 das GVM ÖLN System als Referenzsystem (100 %) verwendet. Das Terra Suisse System zeigt sich dem GVM ÖLN System sehr ähnlich, während sich das Weidebeef in allen Umweltwirkungen ausser der Abholzung negativer darstellt.

*Tabelle 18: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Rindermastssysteme GVM ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef.*

Kategorie		Einheit	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	33.7	30.0	41.3
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	8.0	8.3	12.3
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	86.2	88.8	131.6
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.007	0.007	0.010
	Ressourcenbedarf K	kg	0.0126	0.0141	0.0135
	Ressourcenbedarf P	kg	0.0099	0.0074	0.0168
	Flächenbedarf	m <sup>2</sup> a	11.0	9.3	17.2
	Acker	m <sup>2</sup> a	4.0	4.1	3.5
	Grünland, extensiv	m <sup>2</sup> a	1.3	0.7	1.6
	Grünland, intensiv	m <sup>2</sup> a	4.8	3.8	11.1
	Andere	m <sup>2</sup> a	0.9	0.7	1.0
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.0279	0.0172	0.0039
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.081	0.084	0.120
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	5.0	6.7	11.8
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.03	0.04	0.06
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.0013	0.0011	0.0017
	Versauerung	m <sup>2</sup>	1.3	1.6	2.9
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.0088	0.0088	0.0123
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.782	0.718	1.033
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	2.12	1.67	2.26

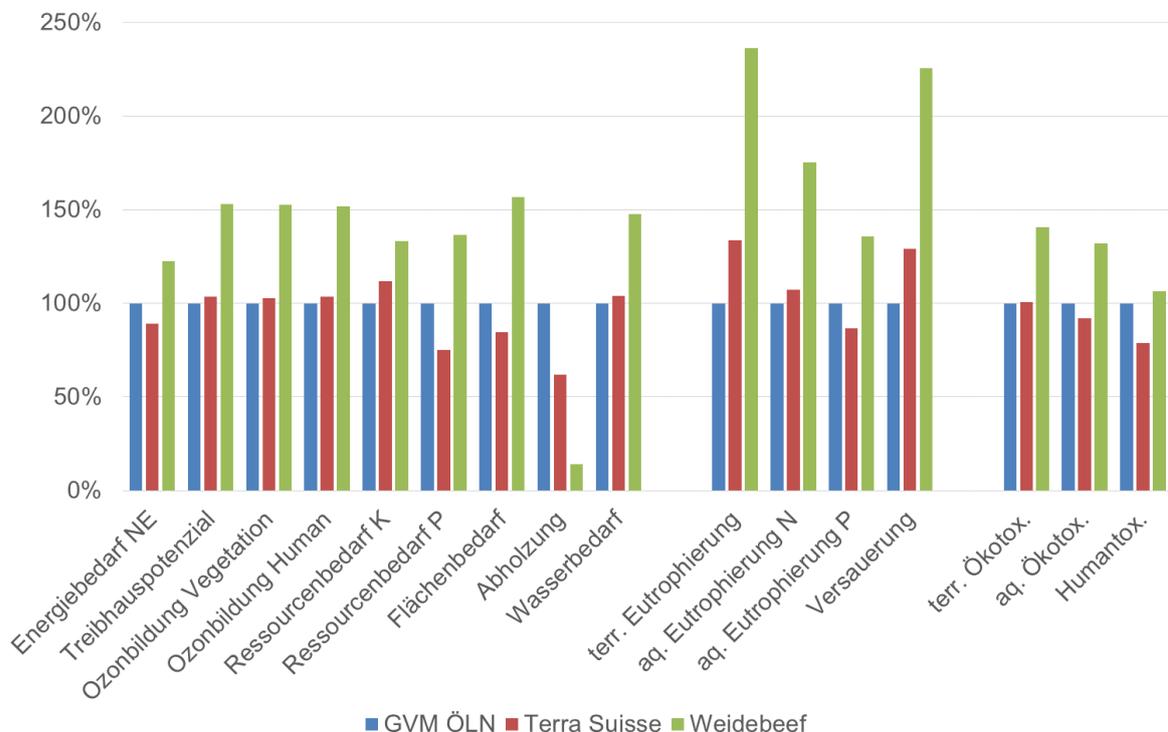


Abbildung 19: Relativer Vergleich der Umweltwirkung je kg Lebendgewicht der Systeme GVM ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef. Die Grafik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem GVM ÖLN bezogen (=100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung.

Die grossen Unterschiede in den Umweltwirkungen zwischen GVM ÖLN und Terra Suisse einerseits und Weidebeef andererseits liegen vor allem am höheren Futterbedarf pro kg Gewichtszunahme (siehe auch Tabelle 14) durch die viel längere Mastdauer und an der geringeren Tageszunahme des Weidebeefsystems. So sind bei ähnlichem Schlachtgewicht die Mastdauer des Weidebeef-Systems 50% und das Schlachtalter 60% höher als beim Terra Suisse System. Den grössten Einfluss auf die Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht haben denn auch die Produktion der Futtermittel, der Zukauf der Mastkälber sowie die Tierhaltung auf dem Hof. Abbildung 20 zeigt die Anteile verschiedener Inputgruppen an den Umweltwirkungen der Systeme GVM ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef. Im Weidebeef System sind durch den Zukauf von Fressern die eingestellten Mastkälber im Schnitt schwerer als im GVM ÖLN und Terra Suisse System. Durch die Verwendung des gleichen Inventars (Kalb aus der Milchviehhaltung) für die Tiere aller drei Systeme äussert sich das unterschiedliche Gewicht in unterschiedlichen Anteilen des Kälberzukaufs an den Gesamt-Umweltwirkungen (im Mittel bei Weidebeef 34 % im Gegensatz zu 19 % beim GVM ÖLN System und 25 % bei Terra Suisse). Der Kraftfutterverbrauch und -zukauf ist im System GVM ÖLN viel grösser als im System Weidebeef (Tagesverzehr in der Ausmast 2 kg TS gegenüber 0.17 kg TS bei Weidebeef). So sind die Auswirkungen der Inputgruppe Kraftfutterzukauf bei den Umweltwirkungen beim System GVM ÖLN mit im Mittel 29 % sehr viel grösser als beim Weidebeef mit im Mittel 7 %. Beim Terra Suisse System ist der Anteil des Kraftfutters noch höher mit im Mittel 32 %. Unter der Inputgruppe Zukauf Grundfutter tauchen bei allen drei Systemen die Umweltwirkungen des zugekauften Stroh auf, beim Terra Suisse System ausserdem zusätzlich die der zugekauften Pressschnitzel.

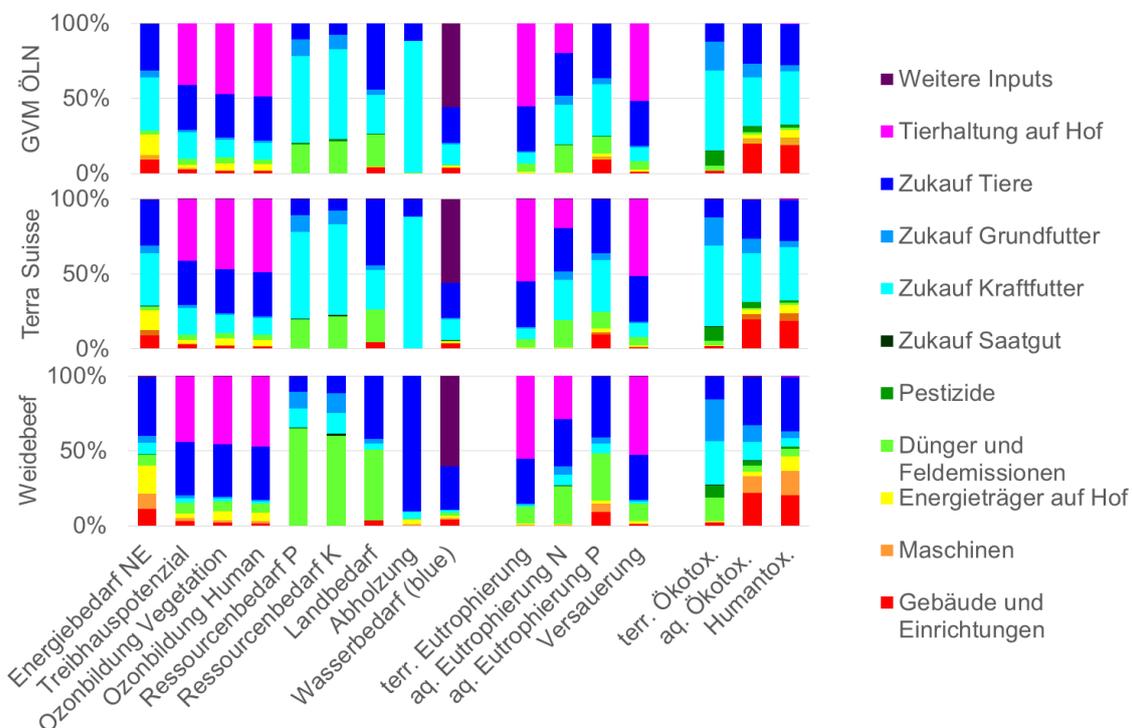


Abbildung 20: Anteil der Inputgruppen an den Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Systeme GVM ÖLN (oben), Terra Suisse (Mitte) und Weidebeef (unten).

#### 4.2.1.1 Ressourcenmanagement

In den ersten vier Umweltwirkungen im Ressourcenmanagement (Bedarf an nicht erneuerbaren Energieträgern, Treibhauspotenzial, Ozonbildung Vegetation und Human) zeigen sich die Systeme GVM ÖLN und Terra Suisse sehr ähnlich, das System Weidebeef zeigt 23 % bis 57 % höhere Umweltwirkungen. Betrachtet man den Energiebedarf aufgeschlüsselt nach seinen Inputgruppen (Abbildung 21) fallen Unterschiede auf. Von GVM ÖLN über Terra Suisse hin zu Weidebeef nehmen die Umweltwirkungen der zugekauften Tiere durch deren höhere Eingangsgewichte zu. Während Gebäude, Maschinen und Energieträger auf Hof sich bei Terra Suisse gegenüber GVM ÖLN günstiger darstellen, sind die Umweltwirkungen bei Grund- und Kraftfutterzukauf höher. Die Inputgruppe Kraftfutterzukauf beim System Weidebeef ist deutlich geringer in ihrer Umweltwirkung als bei den beiden anderen Systemen, alle anderen Inputgruppen liegen jedoch höher. Beim Treibhauspotenzial (Abbildung 22) zeigt sich ein ähnliches Bild: wieder sieht man den Einfluss der schwerer zugekauften Tiere und die starke absolute Ähnlichkeit von GVM ÖLN und Terra Suisse. Den grössten Anteil am Treibhausgaspotenzial der Rindermastssysteme hat das Methan (CH<sub>4</sub>), welches im Verdauungstrakt der Tiere, bei der Hofdüngerlagerung und auf der Weide gebildet wird und in den Inputgruppen „Tierhaltung auf Hof“ und „Zukauf Tiere“ anfällt. Teilt man das Treibhauspotenzial nach den beteiligten Gasen auf (Abbildung 23), wird deutlich, dass die Unterschiede zwischen den Systemen vor allem im CH<sub>4</sub> und im Lachgas (N<sub>2</sub>O) zu finden sind. Der vor allem durch die Infrastruktur sowie durch Futter- und Tierzukauf verursachte CO<sub>2</sub>-Ausstoss ist hingegen bei allen drei Systemen recht ähnlich. Bei den Systemen GVM ÖLN und Terra Suisse kommt ein höherer Anteil Kraftfutter hinzu, der sich auf die verschiedenen treibhauswirksamen Gase aufteilt, wobei hier das Milchpulver für den Methanausstoss verantwortlich ist. Beim Weidebeef werden bereits entwöhnte Tiere eingestallt, das heisst in der Mast wird kein Milchpulver mehr benötigt.

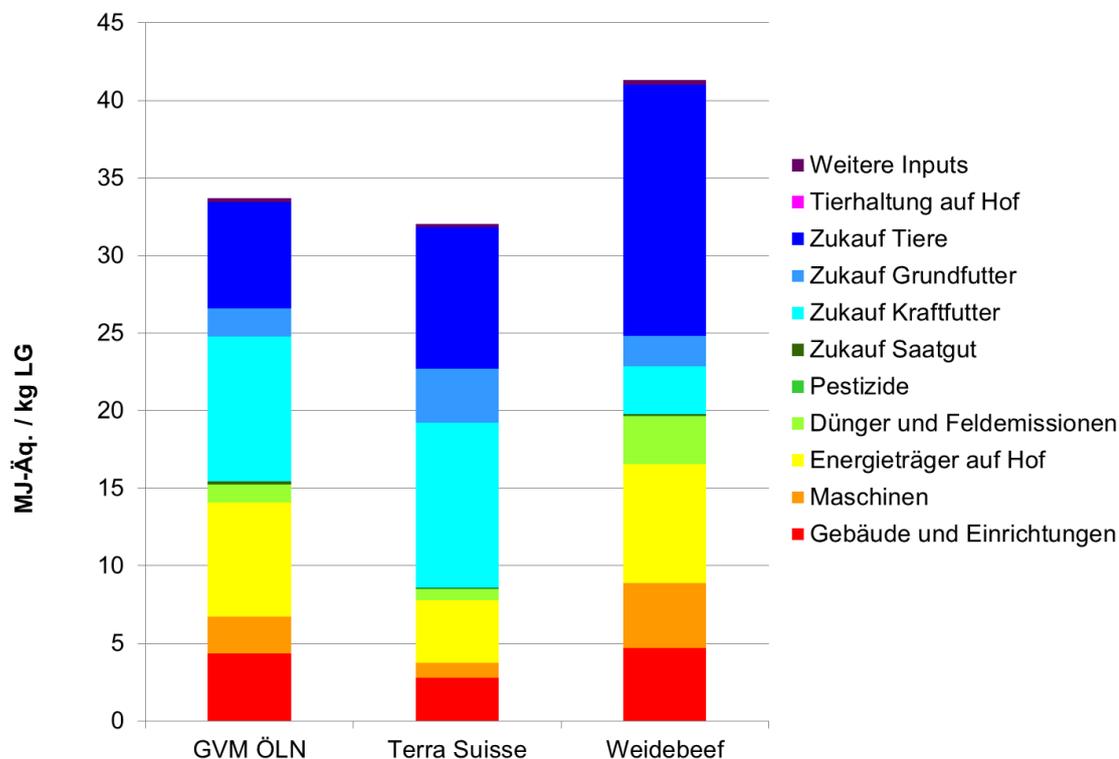


Abbildung 21: Bedarf an nicht erneuerbaren Energieträgern pro kg Lebendgewicht der untersuchten Rindviehmastssysteme GVM ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef. Farblich kodiert sind die Inputgruppen.

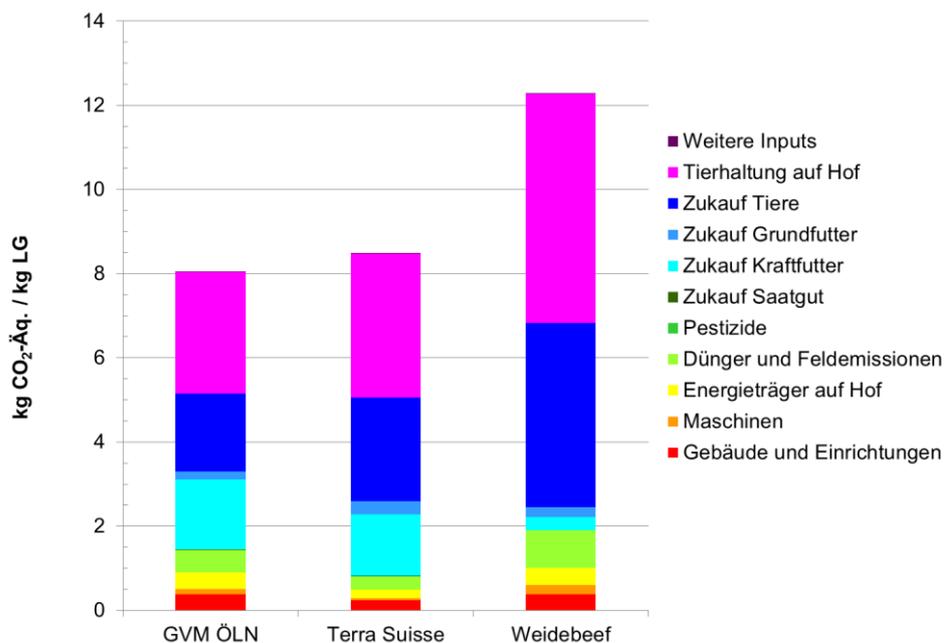


Abbildung 22: Treibhauspotenzial der untersuchten Rindviehmastssysteme pro kg Lebendgewicht.

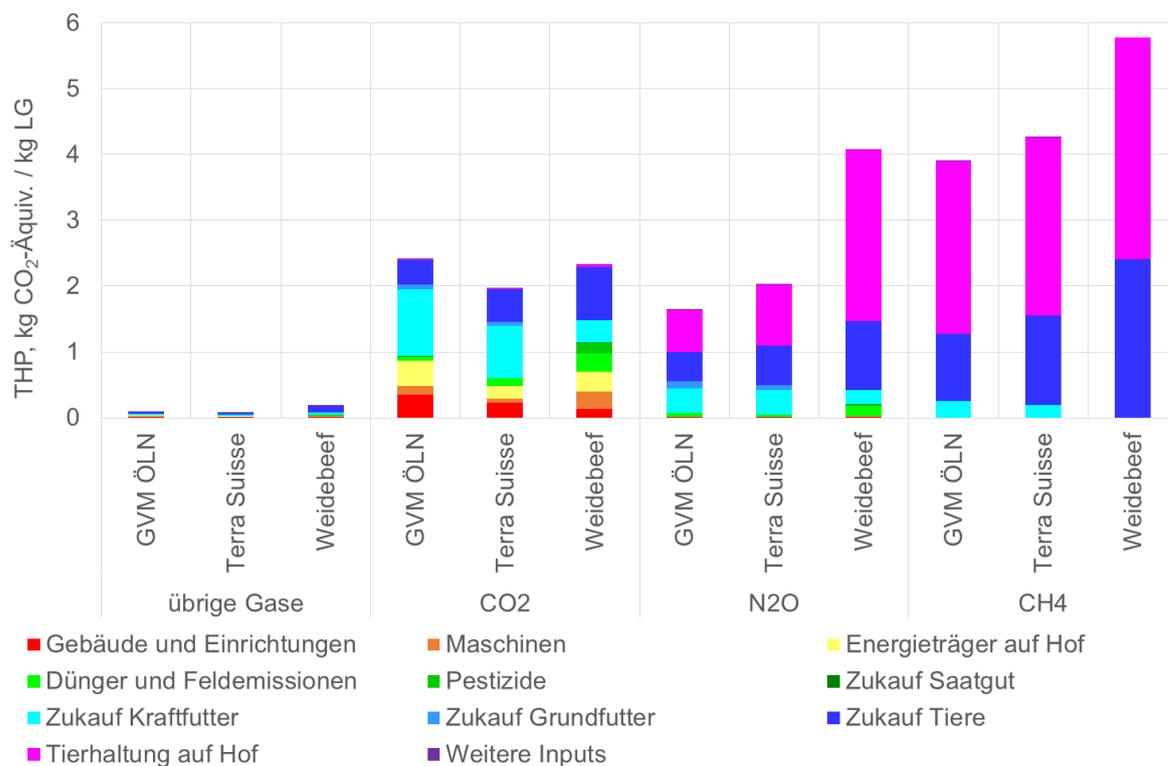


Abbildung 23: Treibhauspotenzial der untersuchten Rindermastssysteme je kg Lebendgewicht, aufgeteilt nach Treibhausgasen.

Die geringere Produktivität des Weidebeef-Systems führt dazu, dass es auch in den Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P und K schlechter abschneidet als die intensiveren Systeme. Die längere Lebens- und Mastdauer und die damit höhere Aufnahme an TS pro kg LG führt über den grösseren Grundfutterbedarf zu einem grösseren Flächenbedarf beim Weidebeef verglichen mit den anderen Systemen. Der Flächenbedarf ist geprägt durch den eigenen Anbau von Grundfutter (Inputgruppe „Dünger und Feldemissionen“), den Zukauf von Grund- und Kraftfutter sowie durch das Futter, welches an das Kalb verfüttert wurde (Zukauf Tiere). Aufgeschlüsselt nach der Art der Flächen (Abbildung 24) wird deutlich, dass das System Weidebeef zwar prozentual einen geringeren Anteil an Ackerfläche braucht (durch den geringen Kraftfutterbedarf in der Ration), dass die geringere Produktivität dies im Gesamteffekt aber beinahe ausgleicht. Dies bedeutet, dass der absolute Bedarf an Ackerland bei Weidebeef nur um gut 10 % kleiner ist als bei der Grossviehmast, obwohl der grösste Teil der Produktion auf Grasland stattfindet. Grösser ist beim Weidebeef der Anteil an Grünflächen (Kunst- und Naturwiesen und Weiden, intensiv und extensiv, inklusive der ökologischen Ausgleichsflächen). In der Umweltwirkung Abholzung ist vor allem der Einsatz von Soja in der Mast sichtbar: bei Terra Suisse wird Soja im Vergleich zum ÖLN System schon reduziert eingesetzt, bei Weidebeef ist der Einsatz von Soja in der Mast untersagt. Für alle Systeme wurde von 80 % zertifiziertem Soja ausgegangen (Sojanetzwerk Schweiz 2013). Der Wasserbedarf ist von dem Wasserbedarf auf Hof (Inputgruppe „weitere Inputs“) und dem Zukauf Tiere geprägt (Abbildung 25). Bei den intensiven Systemen kommt ausserdem noch der Einfluss des Kraftfutters hinzu. Dieser ist beim Terra Suisse System höher als beim GVM ÖLN Verfahren.

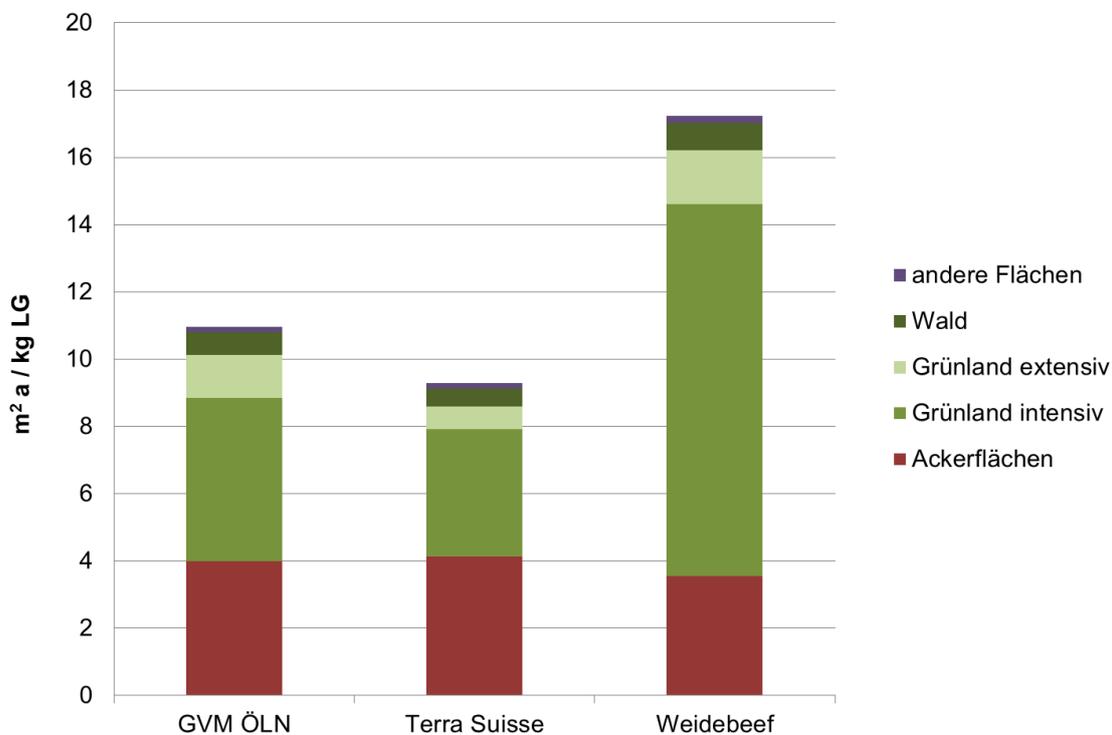


Abbildung 24: Flächenbedarf in m<sup>2</sup> Jahr pro kg LG der untersuchten Rindermastssysteme, aufgeschlüsselt nach Art der Flächen.

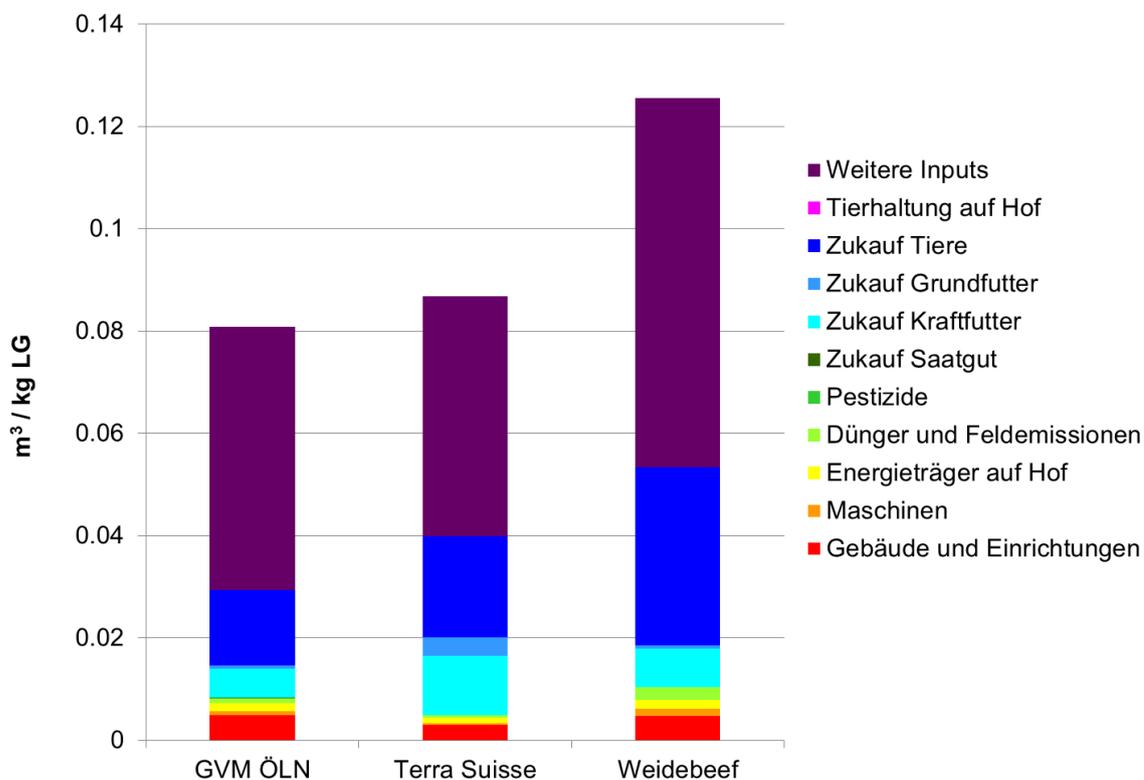


Abbildung 25: Wasserbedarf in m<sup>3</sup> pro kg Lebendgewicht der untersuchten Rindermastssysteme.

### 4.2.1.2 Nährstoffmanagement

Bei den stickstoffgebundenen Umweltwirkungen im Bereich Nährstoffmanagement (terr. Eutrophierung, aq. Eutrophierung N, Versauerung) zeigt das extensive Weidebeef System durch die längere Mastdauer wiederum höhere Wirkungen als die intensiven Mastsysteme. Wichtigste Inputgruppen sind hier die Tierhaltung und die Feldemissionen. Beim Terra Suisse System führen Emissionen aus tierischen Ausscheidungen im Laufhof (obligatorisch, siehe Kapitel 4.1) dazu, dass die hauptsächlich durch Ammoniakemissionen verursachten Umweltwirkungen (vor allem terrestrische Eutrophierung und Versauerung, siehe Abbildung 26) grösser sind als die des GVM ÖLN Systems. Bei der aquatischen Eutrophierung durch N und P unterscheiden sich die Systeme GVM ÖLN und Terra Suisse nicht signifikant; das System Weidebeef schneidet jedoch deutlich ungünstiger ab.

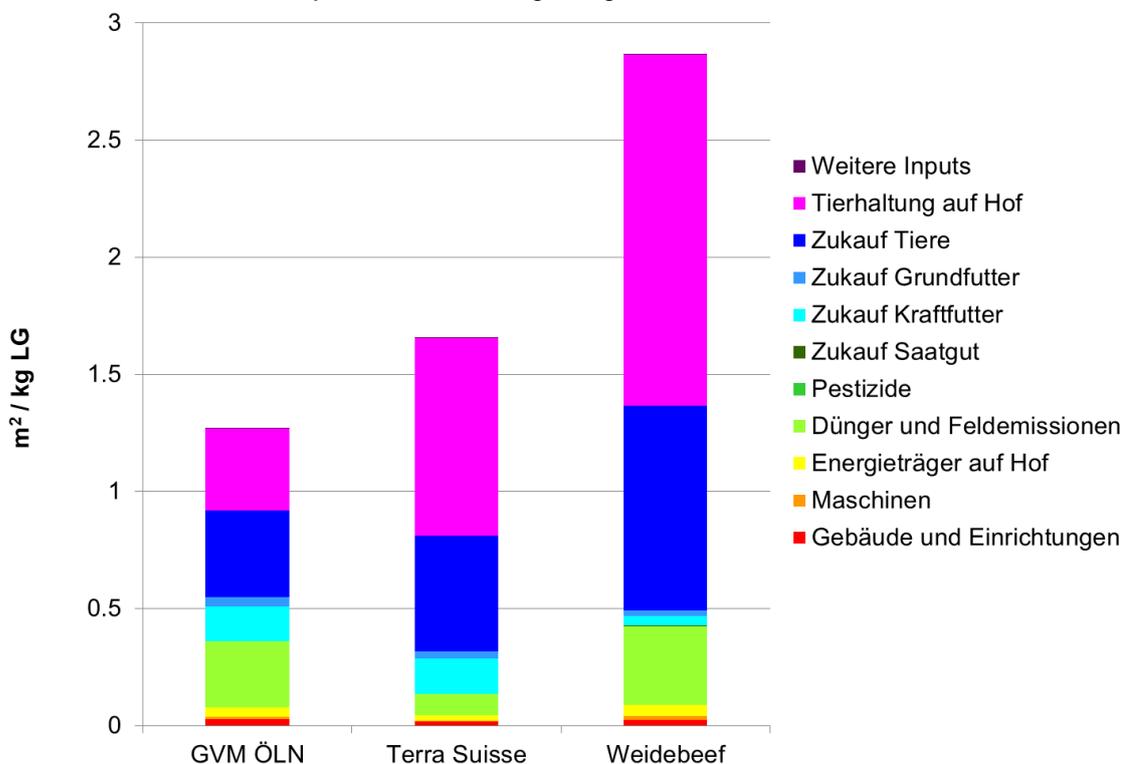


Abbildung 26: Versauerung in m² je kg Lebendgewicht der untersuchten Rindermastsysteme.

### 4.2.1.3 Schadstoffmanagement

Terrestrische und Aquatische Ökotoxizität sowie die Humantoxizität unterteilen sich auf die durch Pestizide und die durch andere Stoffe (hier als „Nicht-Pestizide“ zusammengefasst) verursachte Toxizität. Bei letzterer sind Schwermetalle und andere Substanzen mit toxischer Wirkung zu finden. Der durch Pestizide verursachte Anteil an der Gesamtoxizität nimmt von > 50 % bei der terrestrischen Ökotoxizität über die aquatische Ökotoxizität (22 - 31 %) zur Humantoxizität mit 2 % bis 5 % ab (Abbildung 27). In der Input-Gruppe Pestizide werden nur die auf dem Betrieb verwendeten Wirkstoffe abgebildet. Die dadurch verursachte terrestrische Ökotoxizität ist bei allen drei Systemen sehr ähnlich. Bei den intensiven Systemen tragen jedoch der Kraftfutterzukauf und beim Weidebeef der Grundfutterzukauf bei geringerer Produktivität zur terr. Ökotoxizität bei (Abbildung 28). In der Inputgruppe Zukauf Grundfutter werden die Umweltwirkungen des zugekauften Stroh bzw., bei Terra Suisse, des zugekauften Stroh und der Pressschnitzel sichtbar. In der Modellierung wurde davon ausgegangen, dass alles andere Grundfutter selber angebaut wird. Der durch Nicht-Pestizide verursachte Anteil an

terrestrischer Ökotoxizität ist beim System Weidebeef ähnlich gross wie der durch Pestizide verursachte, so dass die terrestrische Ökotoxizität des Systems insgesamt am grössten ist. Aquatische Ökotoxizität und Humantoxizität der drei Systeme ergeben ein ähnliches Muster, wobei das Terra Suisse System tendenziell am günstigsten abschneidet und das Weidebeef System am ungünstigsten.

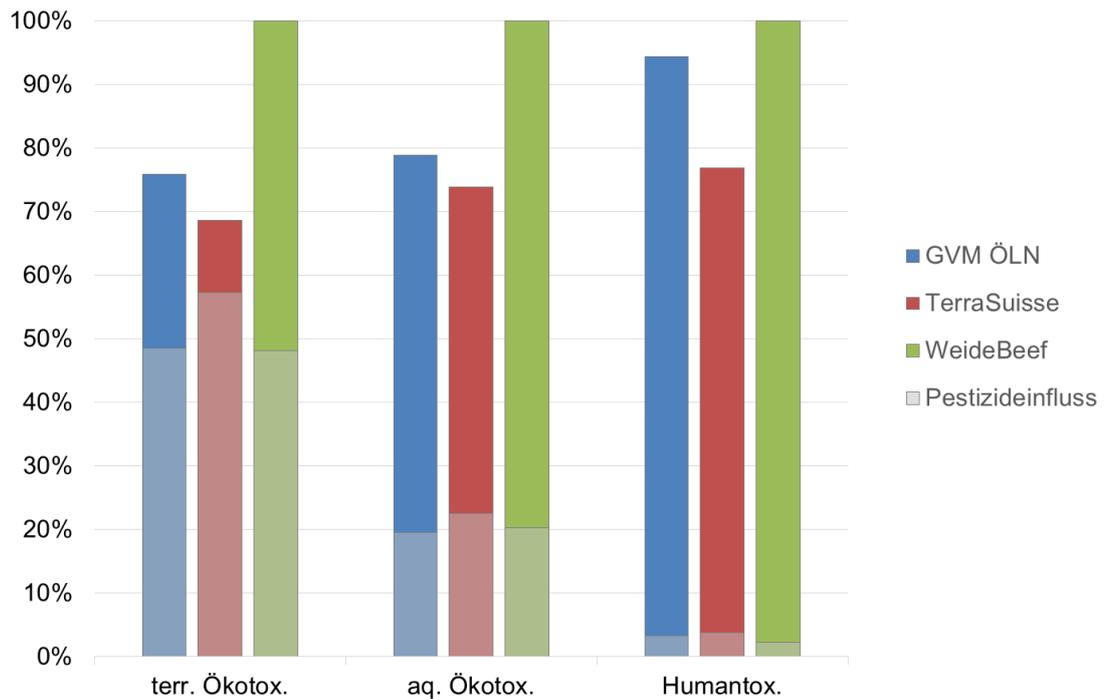


Abbildung 27: Terrestrische, Aquatische und Human - Toxizität der untersuchten Rindermastssysteme im relativen Vergleich. Die grau überlegten Bereiche der Balken illustrieren den Anteil der Toxizitäten, der durch Pestizide verursacht wird.

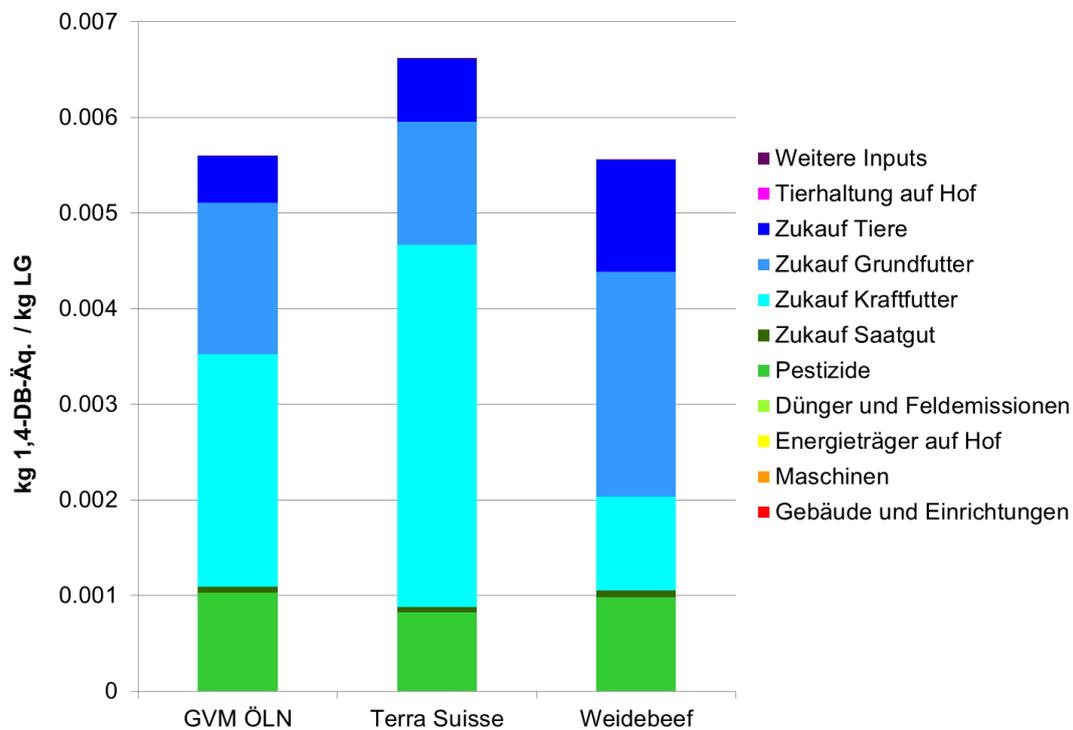


Abbildung 28: Terrestrische Ökotoxizität durch Pestizide der untersuchten Rindermastssysteme je kg Lebendgewicht.

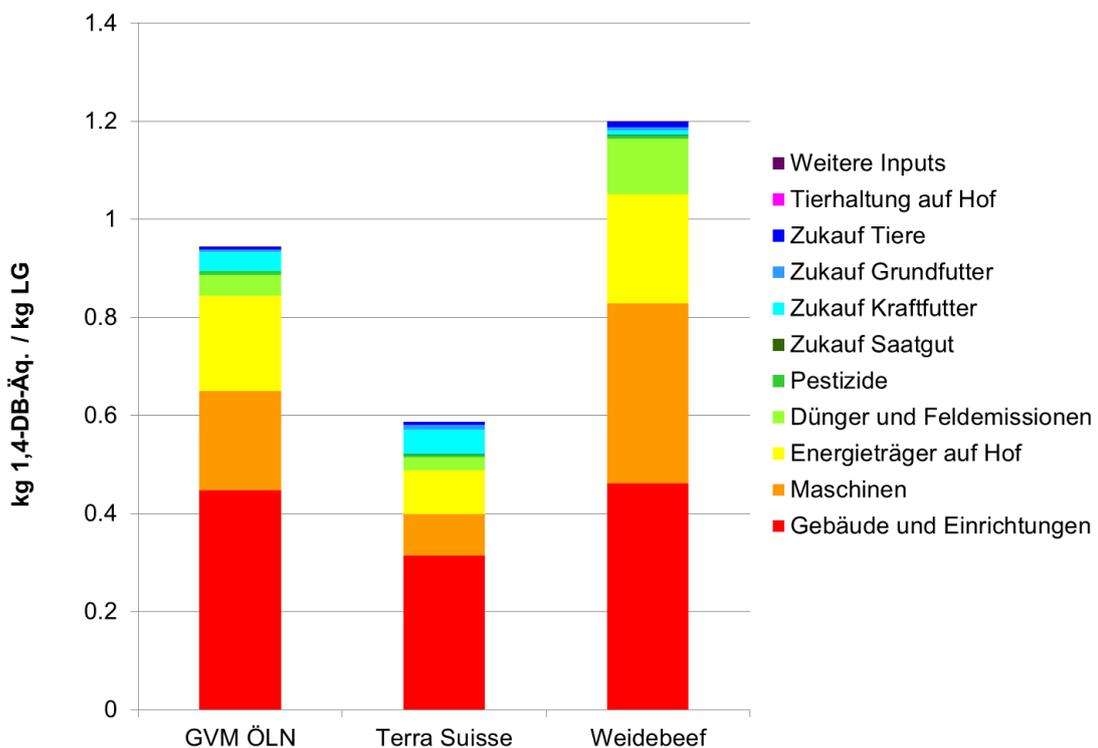


Abbildung 29: Humantoxizität durch Nicht-Pestizide je kg Lebendgewicht der untersuchten Rindermastssysteme.

## 4.2.2 Umweltwirkungen je kg Lebensmittel

Bei der Berechnung der Umweltwirkungen je kg Lebensmittel wurde von einem gleichen Schlachthofprozess mit identischen Schlachtausbeuten und identischer Ausbeute von Lebensmittel je kg Lebendgewicht ausgegangen. Je kg Lebendgewicht wurde mit 52 % Schlachtausbeute und 35.3 % Ausbeute an Lebensmittel gerechnet.

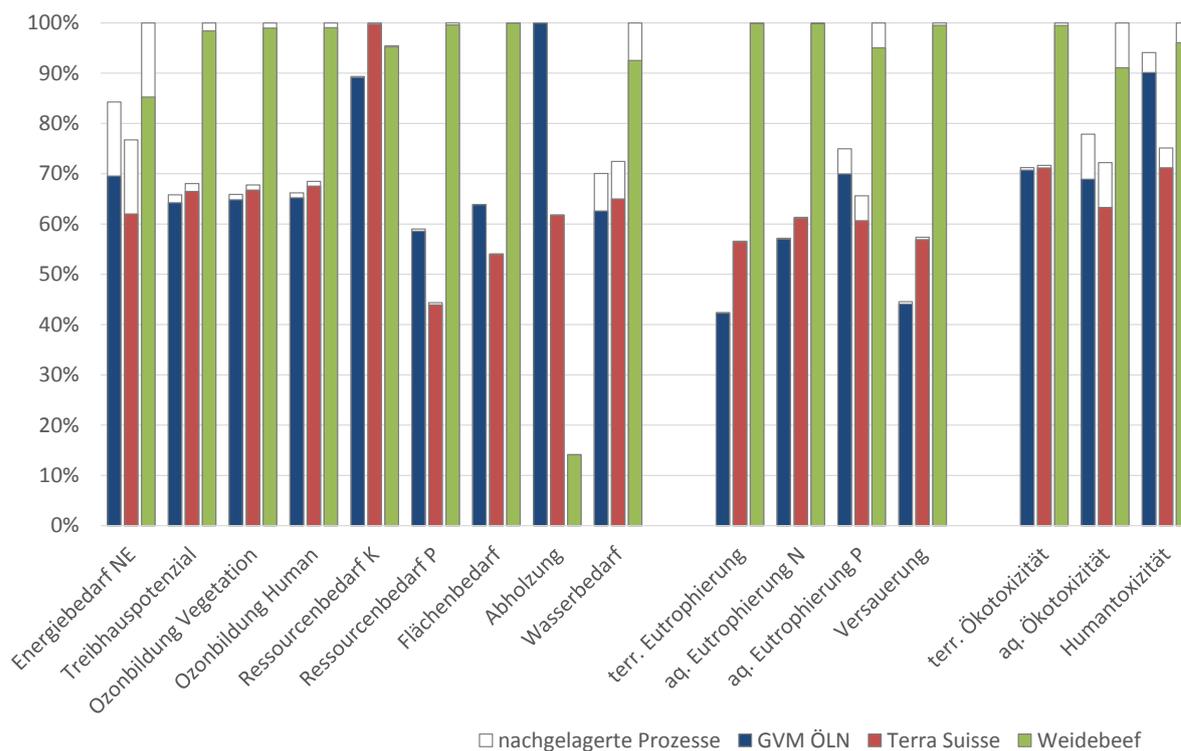


Abbildung 30: Umweltwirkungen pro kg Lebensmittel der untersuchten Rindermastssysteme (Stufe Schlachthof, Maximalwert der jeweiligen Umweltwirkung = 100%).

Die Umweltwirkungen je kg Lebensmittel sind dominiert von der Tierproduktion (landwirtschaftliche Stufe bis Hof), die nachgelagerten Prozesse spielen eine vergleichsweise geringe Rolle (Abbildung 30). Beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf, beim Wasserbedarf und bei der aquatischen Ökotoxizität macht der Anteil der nachgelagerten Prozesse 10 bis 19 % aus, bei allen anderen Umweltwirkungen um und weniger als 5 %. Die absoluten Zahlen der Umweltwirkungen je kg Lebensmittel sind in Tabelle 6 zusammengefasst; die Verhältnisse zwischen den Mastsystemen verändern sich durch die Verwendung desselben Schlachthofprozesses bei gleicher Ausbeute nicht.

Betrachtet man allein die nachgelagerten Prozesse und ihre wichtigsten Inputgruppen, ist der Energieverbrauch der wichtigste Einflussfaktor bei den meisten Umweltwirkungen (Abbildung 18). Als zweitwichtigster Einflussfaktor mit bis zu 30 % erweist sich das Verpackungsmaterial. Beim Wasserverbrauch ist der direkte Wasserverbrauch auf dem Schlachthof am wichtigsten. Die absoluten Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse sind im Verhältnis zu den Werten der Tierproduktion jedoch klein, so dass die Wichtigkeit mancher Inputgruppen wie beispielsweise der Reinigungsmittel beim Ressourcenbedarf K und P, oder den Einfluss der Abwasserreinigung bei der aquatischen Eutrophierung, nicht überinterpretiert werden sollte. Die negativen Anteile der (absolut sehr kleinen) Umweltwirkung Abholzung durch die Schlachthausprozesse, spiegelt mögliche Wiederaufforstungen von Schlackedeponien wieder.

Tabelle 19: Umweltwirkungen der Mastsysteme ÖLN, Terra Suisse und Weidebeef, je kg Lebensmittel auf Stufe Schlachthof.

Kategorie		Einheit	GVM ÖLN	Terra Suisse	Weidebeef
<b>Ressourcenmanagement</b>	Energiebedarf NE	MJ-Äq.	115.6	105.2	137.1
	Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq.	23.3	24.1	35.5
	Ozonbildung Vegetation	m <sup>2</sup> .ppm.h	248.2	255.4	376.8
	Ozonbildung Human	person.ppm.h	0.019	0.020	0.029
	Ressourcenbedarf K	kg	0.036	0.040	0.038
	Ressourcenbedarf P	kg	0.028	0.021	0.048
	Flächenbedarf	m <sup>2</sup> a	31.1	26.3	48.7
	Abholzung	m <sup>2</sup>	0.079	0.049	0.011
	Wasserbedarf (blue)	m <sup>3</sup>	0.257	0.265	0.366
<b>Nährstoffmanagement</b>	terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	14.2	18.9	33.4
	aq. Eutrophierung N	kg N	0.09	0.10	0.16
	aq. Eutrophierung P	kg P	0.004	0.003	0.005
	Versauerung	m <sup>2</sup>	3.6	4.7	8.2
<b>Schadstoffmanagement</b>	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	0.025	0.025	0.035
	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.	2.50	2.32	3.21
	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	6.27	5.01	6.66

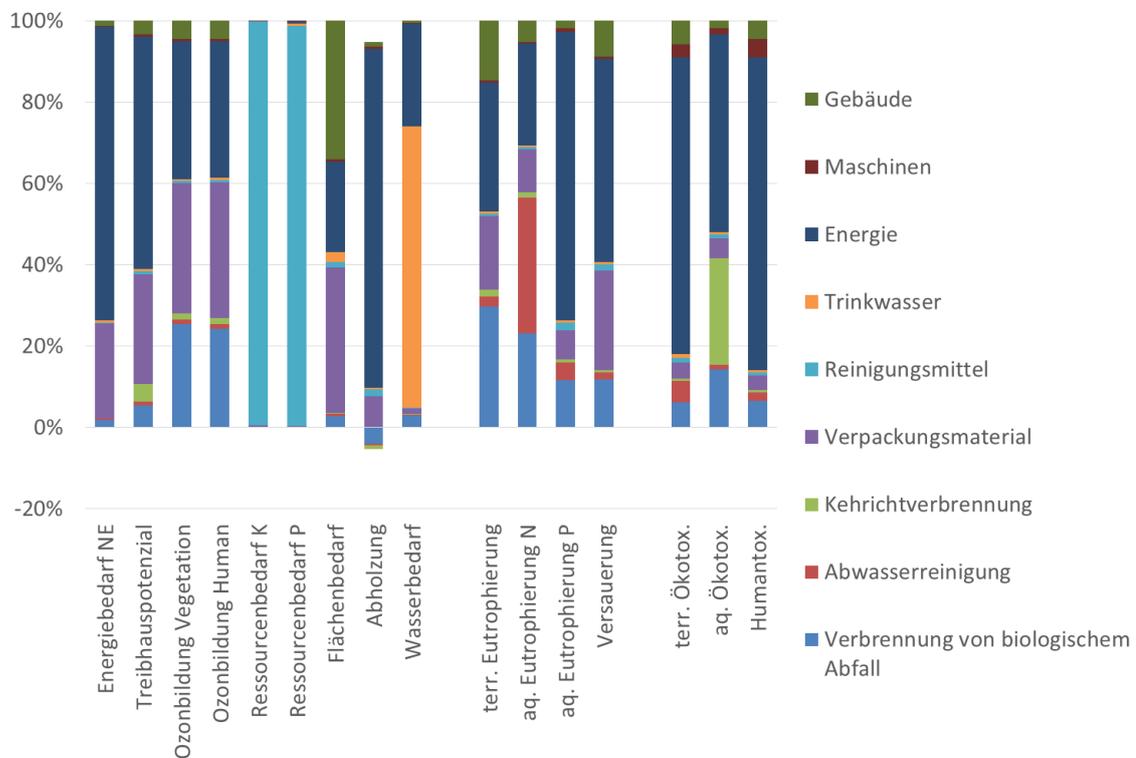


Abbildung 31: Relative Anteile der Inputgruppen an den Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse Rindermast.

## 4.3 Diskussion und Schlussfolgerung

### 4.3.1 Weidemast

Wie schon einleitend erwähnt, unterscheidet sich das Weidemastsystem stark von den beiden intensiveren Systemen GVM ÖLN und Terra Suisse. Die geringere Tageszunahme bei ähnlichem Schlachtgewicht führen über die längere Lebensdauer und die grösseren Aufnahme an Futter zu einem höheren Bedarf an Ressourcen, Energie und Fläche. Zum Bedarf an Energieträgern, Wasser und Infrastruktur standen keine Angaben aus den untersuchten Mastbetrieben zur Verfügung, deshalb wurden diese für das Terra Suisse und das Weidebeefsystem anhand des GVM ÖLN Systems skaliert. So führt allein die Tatsache, dass ein Tier im Weidebeef System 1.44 Jahre in der Mastphase verbringt – im Gegensatz zu 0.95 Jahre im Terra Suisse System – zu deutlich höheren Umweltwirkungen bezüglich der betrachteten funktionellen Einheiten kg Lebendgewicht bzw. kg Lebensmittel.

Eine graslandbasierte Fütterung führt über den niedrigeren Energiegehalt des Futters zu einem grösseren Bedarf an Futter für den gleichen Zuwachs. Dies wiederum führt dazu, dass grössere Flächen für die Futterproduktion benötigt werden. Bei den Flächen muss man jedoch unterscheiden zwischen Ackerflächen und Grünlandflächen, wobei im ersten Fall der Anbau von Futtermitteln mit dem Anbau von direkt für den Menschen verzehrbaren Lebensmitteln konkurrenziert. Auch kann die Nutzung von Grünland, insbesondere die Pflege von extensiven Wiesen und Weiden im Berggebiet, explizit gewünscht und ein Managementziel sein, da sie einen wertvollen Beitrag zur Erhaltung solcher für die Biodiversität wichtiger Flächen liefert. Solch weitere Aspekte, wie Landschaftspflege, Biodiversitätsförderung und Tierwohl wurden in der vorliegenden Studie nicht betrachtet.

Die publizierte Literatur über die Umweltwirkungen von Weidemastsysteme zeigt ähnliche Schlussfolgerungen. De Vries et al. (2015) haben neun Studien analysiert, welche mittels einer Ökobilanz die Umweltwirkungen von raufutterbasierter mit krafffutterbasierter Mast verglichen haben. In allen neun Studien wies die krafffutterbasierte Mast pro Produkteinheit ein deutlich niedrigeres Treibhauspotenzial auf (4-48%, im Mittel 28%). Auch hier waren die niedrigere Zuwachsrate und demzufolge längere Mastdauer bzw. geringeres Endgewicht die ausschlaggebenden Grössen. Die Umweltwirkungen Energiebedarf, Flächenbedarf, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial wurden nur in zwei bis vier Studien berücksichtigt. Die krafffutterbasierte Mast wies einen niedrigeren Energie- und Flächenbedarf auf (im Mittel 13% resp. 41% tiefer), für das Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial ergab sich hingegen kein klares Muster. Zwei Studien wiesen für die krafffutterbasierte Mast ein niedrigeres Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial auf, eine Studie hingegen für die raufutterbasierte Mast (de Vries et al. 2015). Diese ging allerdings von einer geringeren Trockenmassaufnahme und demzufolge geringeren Hofdüngerproduktion aus. Dazu fand die Mast auf ungedüngtem Grasland (in der Region Northern Great Plains, USA) statt, währenddessen in den anderen beiden Studien wie auch in der hier vorliegenden von einer Düngung des Graslandes ausgegangen wird.

### 4.3.2 TerraSuisse

Grossen Einfluss auf die Umweltwirkungen je kg Lebensmittel haben das zugekaufte Mastkalb und die Futtermittel, vor allem das Krafffutter aber auch das Grundfutter. Abbildung 32 zeigt die Differenz der Systeme GVM ÖLN und Terra Suisse, aufgegliedert nach Inputgruppen. Anhand dieser Grafik kann man die beiden intensiven Systeme aufgeschlüsselt nach den Inputgruppen analysieren.

Liegen die Balken grösstenteils im positiven Bereich der y-Achse zeigt sich das GVM ÖLN System günstiger in den Umweltwirkungen, liegen sie im negativen Bereich, ist das Terra Suisse System günstiger. Deutlich sichtbar ist der negative Einfluss der schwereren Kälber im Terra Suisse System. Hier wirkt die Verwendung des gleichen Inventars für die Kälber einschränkend: das Inventar für das Kalb aus der Milchviehhaltung wurde über das Gewicht auf die schwereren Fresser extrapoliert, wobei

der Anteil des Muttertiers überschätzt wird. Mit einem spezifischen Inventar für Fresser mit einer längeren Phase reiner Aufzucht könnte sich deren Anteil an Umweltwirkungen vermindern.

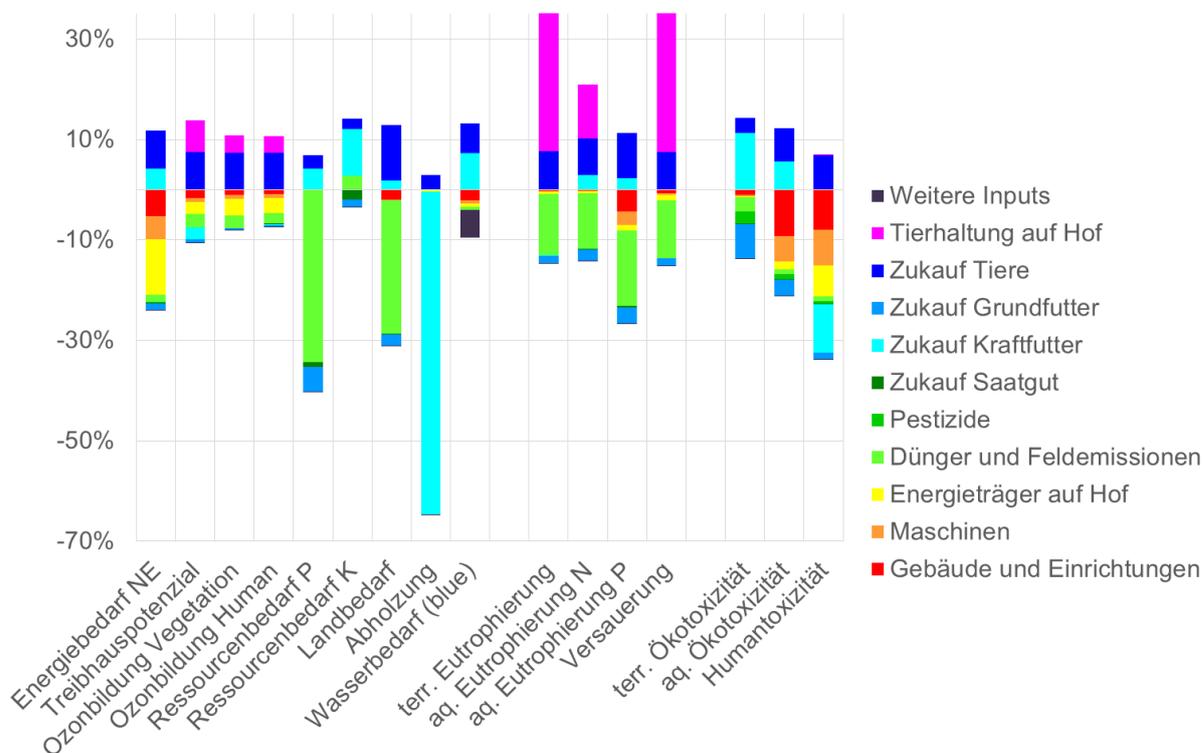


Abbildung 32: Relative Unterschiede in den Umweltwirkungen der Rindermastssysteme ÖLN und Terra Suisse, aufgeschlüsselt nach ihren Inputgruppen.

In der Tierhaltung auf Hof zeichnet sich der vermehrte Auslauf der Tiere im Terra Suisse System ab, welcher zu vermehrten Stickstoff-Emissionen führt und so die betreffenden Umweltwirkungen Treibhauspotenzial, Ozonbildung, Eutrophierung und Versauerung negativ beeinflusst. Das Terra Suisse System stellt sich insgesamt günstiger dar im Bereich Infrastruktur und Energie, was vor allem infolge der Extrapolation der Angaben beim System GVM ÖLN bei höherer Tageszunahme zustande kommt.

Die jeweilige Kraftfuttermischung zeigt sich je nach Umweltwirkung mal im Terra Suisse System günstiger mal im GVM ÖLN System. Deutlich zu erkennen ist der Effekt des grösseren Sojaanteils in der GVM ÖLN Kraftfuttermischung bei den Umweltwirkungen Abholzung, Humantoxizität und Treibhauspotenzial.

### 4.3.3 Systemvergleich

Für die Bewirtschaftung der eigenen Futterflächen wurden Standard-Inventare verwendet, da diese Kennzahlen nicht auf den Betrieb erhoben wurden. Daher sind diese Angaben mit Unsicherheiten behaftet. Die Düngung wurde ebenfalls nach Standardangaben modelliert, d.h. das nur ein Teil der Düngung durch den anfallenden Hofdünger realisiert wurde und der überschüssige Teil abgeführt bzw. in anderen Betriebszweigen verwendet wird (Tabelle 17).

Auffallend ist der Anteil der Umweltwirkungen der auch beim Weidebeef durch Kraftfutter verursacht wird. Während der gesamten Mastdauer (Tabelle 14) macht die TS Aufnahme durch Kraftfutter beim Weidebeef System gerade einmal 3 % aus, im Kontrast zu 33 % beim Terra Suisse System. Und doch zeigt sich der Kraftfutterzukauf auch beim Weidebeef in den Umweltwirkungen nicht zu vernachlässigen. Insgesamt zeigt sich, dass in der Rindermast die Effizienz, d.h. Futterverwertung bzw. Tageszunahme, die entscheidende Grösse ist. Die höheren Umweltwirkungen der Weidemast sind vor allem auf die

geringere Tageszunahme und die daraus folgende längere Mastdauer zurückzuführen. Zu beachten ist aber auch, dass hier nur ein Teil der gesamten Nachhaltigkeit der Rindermast abgebildet wurde. Neben ökologischen Aspekten gibt es auch weitere für die Gesamtnachhaltigkeit wichtige Indikatoren, wie etwa das Tierwohl. Dieses wurde in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt. Auch muss festgehalten werden, dass graslandbasierte Systeme weitere für die Gesellschaft wichtige Funktionen wahrnehmen können, wie etwa der Erhalt der Biodiversität und von kulturell wertvoller Landschaften oder die Verringerung der Abhängigkeit von externen Ressourcen. Solche Ökosystemdienstleistungen sind allerdings nicht an Mastsysteme gebunden, sondern können auch mit anderen grasbasierten Systemen, etwa im Milchbereich, erzielt werden. Vergleichende Ökobilanzstudien über die grasland- bzw. kraftfutterbasierte Milchproduktion zeigten, dass die graslandbasierte Milchproduktion durchaus Vorteile bzgl. Umweltwirkungen aufweisen kann (Sutter et al. 2013; Bystricky et al. 2014)

#### **4.3.4 Schlussfolgerungen**

Entscheidende Grösse bezüglich der hier untersuchten Umweltwirkungen der Rindermast und der verwendeten funktionellen Einheit, kg Lebensmittel, ist die Effizienz des Systems, d.h. der Futterverbrauch pro Einheit Zugewinn an Lebendgewicht bzw. Lebensmittel. Das Weidemastsystem weist aufgrund der extensiveren Fütterung insgesamt einen deutlich höheren Futterbedarf auf, korrespondierend mit einer längeren Mastdauer. Dies führt dazu, dass das Weidemastsystem pro kg Fleisch insgesamt höher Umweltwirkungen aufweist als die kraftfutterbasierte Mast.

## 5 Literatur

- Alig, M., F. Grandl, *et al.* (2012). Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Zürich, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: 151
- Agrammon Group, 2009. Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), 200 p., Available at [www.agrammon.ch](http://www.agrammon.ch).
- AGRIDEA, 2013. Deckungsbeiträge Ausgabe 2013. AGRIDEA, FiBL, Lindau.
- ecoinvent Centre, 2010. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Bystricky, M., Alig, M., Nemecek, T. and Gaillard, G. (2014). Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. Agroscope Science Nr. 2, April 2014
- De Vries, M., van Middelaar, C.E., de Boer, I.J.M. (2015): Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 178: 279-288
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg, EEA Technical report No 12/2013. Available at <http://www.eea.europa.eu>.
- Gaillard G. & Nemecek T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: Int. Conf. "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, The Netherlands AgSAP Office, Wageningen University, 134-135.
- Guinée J. B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. & Weidema B. P., 2001. Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, Netherlands.
- Hauschild M. Z. & Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Environmental News No. 80, Copenhagen, 195.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemer J., 2010. Multi-criteria comparison of eco-toxicity models focused on pesticides. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 305-310.
- Hersener J.-L., Baumgartner D. U., Dux D., Aeschbacher U., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D., 2011. Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich und Ettenhausen, 148.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. & Nemecek T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Hoop D. & Schmid D., 2014. Grundlagenbericht 2013 – Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Tänikon, 270.
- IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and (eds.) H. L. M., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996.
- ISO, 2006a. ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO, 2006b. ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope FAL Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 58, Zürich, 155.
- Nemecek T. & Gaillard G., 2007. Reducing the complexity of environmental indicators for improved communication and management. In: Farming system design - an international symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, 10-12 September 2007, Catania.
- Nemecek T., Freiermuth Knuchel R., Alig M. & Gaillard G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector, Notarnicola, B. (eds.). Bari, Italy. 433-438.
- Proviande, 2013. Der Fleischmarkt im Überblick 2013. Proviande, Bern.
- Rossier D. & Gaillard G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs - Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), FAL-Schriftenreihe 53, Zürich, 142.
- soja netzwerk Schweiz, 2013. Soja Netzwerk auf Kurs. Medienmitteilung. soja netzwerk schweiz, Basel.
- Sutter M., Nemecek T. & Thomet P., 2013. Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. Agrarforschung Schweiz, 4: 230-237.