

Agroscope Science Nr. 2 / April 2014 (revidiert Mai 2015)



Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import

Autoren

Maria Bystricky, Martina Alig, Thomas Nemecek, Gérard Gaillard



Impressum

ISSN: 2296-729X

ISBN: 978-3-905667-87-5

Herausgeber: Agroscope
Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH
Reckenholzstrasse 191
CH-8046 Zürich

Autoren: Maria Bystricky, Martina Alig,
Thomas Nemecek und Gérard Gaillard, Agroscope

Grafik: Ursus Kaufmann, Agroscope

Titelbild: Gabriela Brändle, Agroscope

Preis: Kostenlos (nur elektronisch erhältlich, Download:
www.agroscope.ch)

Copyright: 2014 Agroscope
Revidierte Version Mai 2015

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	6
Summary	13
Résumé	20
Riassunto	28
Abkürzungen	35
Danksagung	36
1 Einleitung	37
1.1 Ausgangssituation	37
1.2 Internationale Vergleiche von Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produkte	37
1.3 Ziele und Zielgruppen der Studie.....	38
1.4 Gliederung des Berichtes	39
1.5 Revision Mai 2015	39
2 Vorgehensweise	40
2.1 Untersuchte Systeme	40
2.2 Die Methode Ökobilanz	43
2.2.1 Grundsätze.....	43
2.2.2 Ökobilanzmethode SALCA.....	43
2.2.3 Art der Ökobilanzstudie	44
2.2.4 Kritische Prüfung	45
2.3 Untersuchungsrahmen	45
2.3.1 Systemgrenzen.....	45
2.3.2 Funktion und funktionelle Einheit.....	47
2.4 Sachbilanz	48
2.4.1 Ökoinventare allgemein.....	48
2.4.2 Anforderungen an die Datenqualität	48
2.4.3 Daten aus Frankreich	49
2.4.4 Berechnung der direkten Emissionen.....	50
2.4.5 Prinzipien der Allokation	51
2.5 Wirkungsabschätzung	51
2.5.1 Umweltwirkungen	51
2.5.2 Weitere Schritte der Wirkungsabschätzung.....	56
2.6 Auswertung.....	56
2.6.1 Inputgruppen	56
2.6.2 Bewertung der Unterschiede	57
2.7 Ökobilanz-Berechnung	57
2.7.1 Berechnungswerkzeuge	57
3 Pflanzliche Produkte	58
3.1 Produktionsdaten für den Anbau in der Schweiz und im Ausland	58
3.1.1 Standorteigenschaften und Fruchtfolge	58
3.1.2 Flächenerträge	58
3.1.3 Düngung.....	59
3.1.4 Pflanzenschutz	62
3.1.5 Feldarbeiten.....	63
3.1.6 Wasserbedarf	65
3.1.7 Sensitivitätsanalyse organische Düngung	66
3.2 Daten für Transporte und Verarbeitung	66

3.2.1	Brotweizen und Futtergetreide.....	66
3.2.2	Speisekartoffeln.....	69
3.3	Umweltwirkungen Brotweizen.....	71
3.3.1	Übersicht	71
3.3.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	72
3.3.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	73
3.3.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	73
3.4	Umweltwirkungen Futtergerste	74
3.4.1	Übersicht	74
3.4.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	75
3.4.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	76
3.4.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	76
3.5	Umweltwirkungen Speisekartoffeln.....	77
3.5.1	Übersicht	77
3.5.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	78
3.5.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	79
3.5.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	81
3.6	Sensitivitätsanalyse organische Düngung	81
3.7	Gesamte Kette Brot	82
3.7.1	Übersicht	82
3.7.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	84
3.7.3	Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	84
3.8	Gesamte Kette Futtergerste	85
3.8.1	Übersicht	85
3.8.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	86
3.8.3	Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	87
3.9	Gesamte Kette Speisekartoffeln	88
3.9.1	Übersicht	88
3.9.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	90
3.9.3	Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	91
3.10	Diskussion pflanzliche Produkte	92
4	Milch- und Käseproduktion	95
4.1	Datengrundlage für die Milchproduktion in der Schweiz	95
4.1.1	Datengrundlage	95
4.1.2	Beschreibung des Produktionssystems	96
4.1.3	Sensitivitätsanalysen: Fütterungsvarianten und Vergleich der Produktionsregionen Tal, Hügel und Berg	97
4.2	Datengrundlage für die Milchproduktion im Ausland	99
4.2.1	Deutschland.....	100
4.2.2	Frankreich.....	101
4.2.3	Italien	101
4.3	Datengrundlage für die Käseherstellung	102
4.3.1	Käseherstellung.....	102
4.3.2	Transporte	103
4.4	Umweltwirkungen Milchproduktion	104
4.4.1	Übersicht	104
4.4.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	105
4.4.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	108
4.4.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	110
4.5	Sensitivitätsanalysen	110

4.5.1	Fütterungsvarianten.....	110
4.5.2	Vergleich der Produktionsregionen Tal, Hügel, Berg.....	114
4.6	Gesamte Kette der Käseherstellung.....	117
4.6.1	Übersicht.....	117
4.6.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen.....	119
4.6.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen.....	120
4.6.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	121
4.6.5	Fazit.....	122
4.7	Diskussion Milch- und Käseproduktion.....	122
5	Rindfleisch	125
5.1	Datengrundlage für die Rindermast in der Schweiz.....	125
5.1.1	Datengrundlage.....	125
5.1.2	Beschreibung des Produktionssystems.....	126
5.1.3	Rindfleisch Schweiz.....	129
5.2	Datengrundlage für die Rindermast im Ausland.....	129
5.2.1	Deutschland.....	129
5.2.2	Frankreich.....	131
5.2.3	Brasilien.....	132
5.3	Daten für Transporte und Verarbeitung.....	133
5.4	Umweltwirkungen der Rindermast.....	133
5.4.1	Übersicht.....	133
5.4.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen.....	134
5.4.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen.....	138
5.4.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	139
5.5	Gesamte Kette für Rindfleisch.....	140
5.5.1	Übersicht.....	140
5.5.2	Ressourcenbezogene Umweltwirkungen.....	142
5.5.3	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen.....	144
5.5.4	Schadstoffbezogene Umweltwirkungen.....	144
5.5.5	Fazit.....	145
5.6	Diskussion der Rindfleischproduktion.....	145
6	Diskussion	148
6.1	Vergleich zwischen der Produktion von Lebens- und Futtermitteln in der Schweiz und im Ausland.....	148
6.1.1	Landwirtschaftliche Produktion.....	148
6.1.2	Nachgelagerte Stufen.....	150
6.2	Unsicherheitsanalyse.....	150
6.2.1	Beispiel Brot.....	151
6.2.2	Beispiel Käseproduktion.....	153
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	156
7.1	Schlussfolgerungen.....	156
7.2	Empfehlungen.....	157
7.3	Forschungsbedarf.....	157
8	Literatur	159
9	Anhang	166
9.1	Mitglieder des Projektteams, der Projektoberleitung, der Begleitgruppe und weitere konsultierte Experten ...	166
9.2	Anhang zu Kapitel 2.....	167
9.3	Anhang zu Kapitel 3.....	169
9.4	Anhang zu Kapitel 4.....	172

Zusammenfassung

Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import

Kontext und Zielsetzung

In Anbetracht der grossen Dynamik des Handels mit Agrarprodukten gewinnt die ökologische Konkurrenzfähigkeit der Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft zunehmend an Bedeutung. Die Debatte um den zu erzielenden Selbstversorgungsgrad verdeutlicht die Wichtigkeit der Herkunft von Nahrungsmitteln in unserer Gesellschaft im Hinblick auf deren zu erwartende Umweltwirkungen. Im Bestreben, die Konkurrenzfähigkeit der Schweizer Agrarerzeugnisse gegenüber dem Ausland in Zukunft sicherzustellen, entwickelte die Branche mit Unterstützung des Bundes eine Qualitätsstrategie mit dem Ziel für die Schweizer Landwirtschaft, sich in Bezug auf Qualitätsaspekte und auch ökologische Aspekte von der Produktion anderer Länder abzuheben. Datengrundlagen, welche einen systematischen und wissenschaftlich fundierten Vergleich der Umweltwirkungen von Nahrungsmitteln aus unterschiedlichen Herkunftsländern erlauben, fehlen jedoch weitgehend.

Die Frage des ökologischen Vergleichs zwischen der Produktion in der Schweiz und im Ausland stellt sich in zweifacher Hinsicht:

1. Einerseits interessieren die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz im Vergleich zum Ausland. Spezifische Standortbedingungen in der Schweiz (z.B. Bergregionen, klimatische Unterschiede), landwirtschaftliche Strukturen sowie Massnahmen der Agrarpolitik können Vor- oder Nachteile für die landwirtschaftliche Produktion aus Umweltsicht bringen. Der Bund könnte die Rahmenbedingungen so beeinflussen, dass Produktionssysteme bzw. besondere Produktionsverfahren, welche im internationalen Vergleich ökologisch gut abschneiden, in der Schweiz besonders gefördert werden. Somit besteht Bedarf für einen ökologischen Vergleich der Agrarproduktion einzelner Produkte in unterschiedlichen Ländern. Folgende Frage wurde untersucht: Ist es ökologischer, landwirtschaftliche Erzeugnisse in der Schweiz oder im Ausland zu produzieren (Stufe Hofator)?
2. Andererseits stellt sich konkret die Frage, für welche Umweltaspekte inländische Produkte Vor- oder Nachteile haben gegenüber Importprodukten. Die zweite Frage hat eine hohe gesellschaftliche Relevanz, denn sie betrifft die Einkaufsstrategien von Grossverteilern und das Konsumentenverhalten. Hierzu wurden die Umweltwirkungen abgeschätzt, die durch den Erwerb von Schweizer oder ausländischen Produkten zwecks Weiterverarbeitung oder Konsum verursacht werden (Vergleichsökobilanz bis zur Systemgrenze Verkaufsstelle bzw. Mühle). Dabei wurde die Frage untersucht, ob es ökologischer ist, landwirtschaftliche Erzeugnisse aus Schweizer oder aus ausländischer Produktion zu erwerben (Stufe Verkaufsstelle).

Das Projekt „Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import“ wurde vom Bundesamt für Landwirtschaft bei Agroscope in Auftrag gegeben mit dem Ziel, die Umweltwirkungen ausgewählter Agrarprodukte aus der Schweiz mit den wichtigsten Importländern zu vergleichen und Verbesserungspotenziale aufzuzeigen.

Folgende Produkte wurden exemplarisch untersucht: Auf Stufe Hofator: Brotweizen und Futtergerste aus der Schweiz (Ökologischer Leistungsnachweis, ÖLN, nicht-extenso und extenso), Deutschland und Frankreich; Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden; Milch aus der Schweiz (ÖLN Tal-, Hügel- und Berggebiet; Fütterungsvarianten grünland- und ackerfutterbasiert), Deutschland, Frankreich und Italien; Schlachtrinder aus der Schweiz (ÖLN Grossviehmast und Mutterkuhhaltung), Deutschland (Bullenmast), Frankreich (Mutterkuhhaltung mit extensiver Ausmast) und Brasilien (sehr extensive Mutterkuhhaltung). Im Pflanzenbau wurden durchschnittliche Systeme für das Ausland modelliert, während für Milch und Fleisch typische, weit verbreitete Systeme abgebildet wurden. Vergleichsbasis war jeweils 1 kg Getreide, Kartoffeln, Milch resp. Lebendgewicht der Schlachtrinder.

Auf Stufe Verkaufsstelle in der Schweiz wurden Weizenbrot, Futtergerste, Speisekartoffeln (frisch), Käse und Rindfleisch bewertet, produziert aus den genannten schweizerischen und importierten Rohprodukten. Vergleichsbasis für die verschiedenen Herkünfte eines Produktes war jeweils 1 kg Endprodukt.

Methodik

Die Umweltwirkungen der untersuchten Produkte wurden mit der von Agroscope entwickelten Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) ermittelt. SALCA umfasst eine Ökoinventar-Datenbank für die Landwirtschaft, Modelle für direkte Feld- und Hofemissionen, eine Auswahl von Methoden für die Wirkungsabschätzung, Berechnungswerkzeuge für landwirtschaftliche Systeme (Betrieb und Kultur), ein Auswertungskonzept und ein Kommunikationskonzept für die Ergebnisse.

Folgende Umweltwirkungen wurden betrachtet: Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen, Treibhauspotenzial, Ozonbildungspotenzial, Ressourcenbedarf Phosphor und Kali, Flächenbedarf (Ackerland, intensiv und extensiv genutztes Grasland und übrige Flächen), Abholzung, Wasserbedarf WSI (Wasserstress-Index, bezieht die Wasserknappheit in den verschiedenen Ländern mit ein), Eutrophierungspotenzial, Versauerungspotenzial, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, aquatisches Ökotoxizitätspotenzial und Humantoxizitätspotenzial. Ein Bewertungsschema diente dazu, die Unterschiede in den Einzelergebnissen zu beurteilen. Die Umweltwirkungen Bodenqualität und Biodiversität konnten mangels benötigter Daten nicht untersucht werden. In dieser Zusammenfassung wird zwecks Übersichtlichkeit eine Auswahl an ressourcen-, nährstoff- und schadstoffbezogenen Umweltwirkungen gezeigt. Die übrigen Wirkungskategorien zeigen meist eine Korrelation mit einer der hier gezeigten Kategorien. Die vollständigen Ergebnisse finden sich im Schlussbericht in den Kapiteln 3-5.

Die zu analysierenden Inventare für die pflanzlichen Produkte basieren auf Schweizer Ökoinventaren aus der SALCA-Datenbank, welche umfassend aktualisiert wurden. Die ausländischen Inventare wurden neu erstellt. Für die Milchproduktion entstammen die berechneten Schweizer Systeme den Modellbetrieben des Projektes ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011). Die Inventare für das Rindfleisch wurden der Studie „Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch“ (Alig *et al.*, 2012) entnommen. Die ausländischen Inventare wurden ihrerseits auf Basis der Schweizer Systeme neu erstellt, indem die wichtigsten Kennzahlen für die Tierproduktion landesspezifisch angepasst wurden.

Um die Vergleichbarkeit zwischen den Herkunftsländern zu gewährleisten, galten bei der Datenauswahl und beim Erstellen der Inventare folgende Prioritäten: 1. Wenn möglich wurden repräsentative Daten für das gesamte Land verwendet (z.B. Erträge im Pflanzenbau). 2. Waren keine landesspezifischen Daten vorhanden, wurden Daten für die wichtigsten Produktionsregionen (Pflanzenbau) bzw. Systeme (Tierproduktion) innerhalb des betrachteten Landes aufgrund ihrer Bedeutung für die gesamte Produktion oder den Export in die Schweiz verwendet. 3. Sofern keine spezifischen Daten zu ermitteln waren, wurden die entsprechenden Daten des jeweils ähnlichsten Landes übernommen und nach Möglichkeit extrapoliert.

Resultate

Die Abbildungen 1-5 zeigen ausgewählte Umweltwirkungen der untersuchten Produkte. Die landwirtschaftliche Phase dominierte die meisten Umweltwirkungen in dieser Studie. Die Unterschiede zwischen der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz und im Ausland waren daher meist entscheidend für den Vergleich. Punktuell gab es jedoch auch in den nachgelagerten Stufen wichtige Unterschiede, insbesondere bezüglich Energiebedarf und Treibhauspotenzial. Bei Käse und Rindfleisch, wo die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion pro Masseneinheit im Vergleich hoch sind, fallen die nachgelagerten Stufen wenig ins Gewicht. Bei Kartoffeln hingegen haben sie eine stärkere Bedeutung.

Weizen und Brot

Schweizer Weizen schnitt gegenüber Weizen aus Deutschland bei den meisten Umweltwirkungen ähnlich ab, war aber gegenüber französischem Weizen bei vielen Umweltwirkungen ungünstiger zu bewerten. Nur der Wasserbedarf war in der Schweiz deutlich tiefer und damit günstiger als in den anderen Ländern. Die Bewertung von Brot auf Stufe Verkaufsstelle folgte derjenigen des Weizenanbaus. In den meisten Fällen bewirkte die Verarbeitung zu Brot zwar keine Änderung der Bewertungsreihenfolge, verminderte aber die

prozentualen Unterschiede zwischen den Ländern. Beim Energiebedarf und beim Treibhauspotenzial wirkten sich die Transporte für importierten Weizen leicht ungünstig aus.

Futtergerste

Die Beurteilung für den Anbau von Schweizer Gerste fiel günstiger aus als für Schweizer Weizen. So hatte Gerste aus der Schweiz einen tieferen Wasserbedarf als importierte Gerste und wies eine tiefere Ökotoxizität auf als Gerste aus Frankreich. Bei den übrigen Umweltwirkungen war vor allem die französische Produktion jedoch vielfach günstiger zu bewerten, während Gerste aus Deutschland grösstenteils ähnlich abschnitt wie Schweizer Gerste. Auf Stufe Verkaufsstelle war die Bewertungsreihenfolge der Länder grösstenteils gleich wie auf Stufe Anbau. Verschiebungen beispielsweise beim Energiebedarf und Treibhauspotenzial waren nicht als deutlich einzustufen. Der Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der Gesamtkette war bei Futtergerste deutlich geringer als bei Weizenbrot, da die Verarbeitung zu Futtermittel weniger aufwendig ist als die Brotherstellung.

Speisekartoffeln

Für den Anbau von Kartoffeln bestanden zwischen der Schweiz und Deutschland nur bei wenigen Umweltwirkungen deutliche Bewertungsunterschiede. Die französische Produktion war bei mehreren Umweltwirkungen günstiger zu bewerten als die schweizerische, war aber grösstenteils ebenfalls nicht deutlich vom Schweizer Anbau verschieden. Die Kartoffeln aus den Niederlanden waren tendenziell ungünstiger zu bewerten als jene aus den anderen Ländern, vor allem im Bereich der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen. Hohe Umweltwirkungen pro Hektare wurden hier durch höhere Erträge jedoch teilweise ausgeglichen. Auf Stufe Verkaufsstelle hatten die nachgelagerten Prozesse, vor allem die Transporte, einen grossen Einfluss auf viele Umweltwirkungen. Dadurch waren Schweizer Kartoffeln auf dieser Stufe deutlich günstiger zu bewerten als Importkartoffeln.

Milch und Käse

Auf Stufe Hofort schnitt die Milchproduktion in der Schweiz meist günstiger ab oder lag im gleichen Bereich wie die Milchproduktion im Ausland. Der Energiebedarf für die Produktion von einem Kilogramm Milch nahm mit steigender Milchleistung pro Kuh zu, nämlich durch den Futterzukauf und den Einsatz von Energieträgern auf dem Hof, die in den ausländischen Systemen höher waren als in der Schweiz. Ebenso war in den ausländischen Systemen der Bedarf an Ackerfläche höher, dafür lag der Bedarf an Grünlandfläche tiefer als in der Schweiz. Die Abholzung durch Sojaeinsatz war im Ausland höher, ebenso der Wasserbedarf und die aquatische Eutrophierung mit Phosphor.

Die Umweltwirkungen pro Kilogramm Käse zeigten das gleiche Muster wie die Umweltwirkungen pro Kilogramm Milch, da die landwirtschaftliche Phase die Umweltwirkungen der Käseproduktion bis zur Verkaufsstelle dominierte. Unter den nachgelagerten Prozessen hatte die Käserei den grössten Einfluss.

Rindfleisch

Die Schweizer Rinderproduktion war gegenüber den einzelnen Importländern jeweils unterschiedlich zu bewerten. Das deutsche System war dem Schweizer System am ähnlichsten, schnitt aber wegen des höheren Einsatzes von Maissilage und Kraftfutter bezüglich Flächenbedarf, Energiebedarf und Treibhauspotenzial günstiger ab als das Schweizer System. Auch bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen wies das deutsche System günstigere Werte auf als die Schweizer Rindfleischproduktion. Höher lag es hingegen bei der Abholzung, beim Wasserstress-Index sowie beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial. Das französische System hingegen schnitt in vielen Kategorien ungünstiger ab als das schweizerische und das deutsche. Die Modellannahmen waren dafür entscheidend, da für Frankreich ein reines Mutterkuhsystem angenommen wurde, bei dem die Umweltwirkungen ganz der Fleischproduktion angerechnet werden, da keine Milch verkauft wird. Für Deutschland wurde ein Grossviehmastsystem untersucht, und auch das Schweizer System wurde durch die Grossviehmast dominiert. Dort wird der grösste Teil der Umweltwirkungen der Milchkühe der produzierten Milch zugerechnet und nicht dem Rindfleisch. Das sehr extensive brasilianische Rindfleischproduktionssystem

kontrastierte am stärksten zu den übrigen Systemen. Dieses war bei fast allen Umweltwirkungen entweder deutlich ungünstiger oder deutlich günstiger zu bewerten als das Schweizer System.

Der Einfluss von Schlachtung und Transporten war je nach Umweltwirkung unterschiedlich. Im Allgemeinen dominierte die landwirtschaftliche Produktion die Umweltwirkungen der gesamten Kette. Den grössten Einfluss hatten die nachgelagerten Prozesse auf den Energiebedarf und die Toxizität. Innerhalb der nachgelagerten Prozesse hatten die Transporte – vor allem Flugtransporte – den grössten Anteil an der Umweltwirkung.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Folgende Aspekte beeinflussen die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion hauptsächlich:

- Standortbedingungen wie die Niederschlagshöhe, die einen unterschiedlichen Wasserbedarf bewirkt,
- die Flächenerträge,
- der Einsatz bestimmter Pestizide,
- die vorherrschenden Produktionssysteme (dies gilt vor allem für Getreide, Rindfleisch und Milch),
- die Betriebsstrukturen resp. der Mechanisierungsgrad,
- agrarpolitische Rahmenbedingungen wie Vorgaben für den ÖLN,
- unterschiedliche Strommixe in den Herkunftsländern,
- sowie die Preise von Produkten und Inputs, die beispielsweise zu einem unterschiedlich hohen Kraftfuttereinsatz in den Ländern führen.

Auch für die Umweltwirkungen der nachgelagerten Stufen gibt es einige Hauptfaktoren:

- Die Transportentfernungen bieten der inländischen Produktion einen systematischen Vorteil, wobei sich Flugtransporte besonders ungünstig auswirken.
- Die Verarbeitung ist umso wichtiger, je höher der Verarbeitungsgrad der Produkte ist. Für den Ländervergleich spielt die Verarbeitung hauptsächlich dann eine Rolle, wenn sie direkt in den Herkunftsländern stattfindet.

Insgesamt dominierte die landwirtschaftliche Phase die Umweltwirkungen der untersuchten Produkte weitgehend, allerdings in unterschiedlichem Ausmass. Ein systematischer Vorteil der Schweizer Produkte aus Umweltsicht, sowohl auf Stufe Hoftor als auch auf Stufe Verkaufsstelle, resultierte beim Wasserbedarf und der Abholzung von schützenswertem Wald oder Buschland. Dagegen war der Flächenbedarf bei den Schweizer Produkten aufgrund der tieferen Erträge meist höher.

Auf Stufe Hoftor war Milch aus der Schweiz als einziges der untersuchten Produkte fast ausschliesslich günstiger oder ähnlich zu bewerten gegenüber den Importen, nämlich aufgrund der günstigen Standortbedingungen (gutes Graswachstum) und des geringen Kraftfuttereinsatzes. Die Bewertung von Käse folgte derjenigen der Milch, das heisst, die Umweltwirkungen von Schweizer Käse waren gleich oder tiefer als die von importiertem Käse. Bei den Kartoffeln überwogen auf Stufe Verkaufsstelle die Umweltvorteile der inländischen Produktion deutlich, und zwar aufgrund der Transportdistanzen. Hier hatten also die nachgelagerten Stufen einen entscheidenden Einfluss.

Aus den Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass in der Landwirtschaft auf eine standortangepasste Produktion (Ertragspotenzial in Abhängigkeit von Boden und Klima) zu achten ist. Die Schweiz hat gutes und hochwertiges Grasland. Dessen Verwertung mittels Tierproduktion und der daraus resultierende tiefere Kraftfutterbedarf in der Milchproduktion bringen Vorteile, die hervorgehoben werden dürfen. Zudem ist im Berggebiet Grasland die am besten geeignete landwirtschaftliche Nutzung. Die Ergebnisse haben ausserdem gezeigt, dass die Einhaltung von ÖLN-Vorgaben bei der Schweizer Produktion allein noch keine Gewähr für ein deutlich günstigeres Umweltprofil im Vergleich zu anderen Ländern ist, da auch andere Faktoren wie die Mechanisierung, die Auswahl von Pestizidwirkstoffen und die Flächenerträge eine Rolle spielen. Das Ziel der „Qualitätsführerschaft durch nachhaltige, umwelt- und tiergerechte Produktion von sicheren Lebensmitteln“ wird bezüglich Umwelt für die untersuchten Produkte auf Stufe Hoftor nur bei der Milch eindeutig erreicht. Die Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen in der Schweiz deuten darauf hin, dass eine Differenzierung der agrarpolitischen Vorgaben für die landwirtschaftliche Produktion

nach Regionen, Betriebstypen oder Ertragspotenzial des Standorts zielführend sein könnte. Bestrebungen in Richtung einer ökologischen Intensivierung gilt es konsequent umzusetzen. Bestehende Massnahmen, welche die Antriebskräfte („driving force“) betreffen, wie die Nährstoffbilanz oder der Pestizideinsatz, sollten durch quantitative Impact-Ziele wie die Emission von Treibhausgasen oder von Stickstoff und Phosphor und durch eine systematische Erfolgskontrolle überprüft oder ergänzt werden. In den nachgelagerten Stufen gilt es insbesondere, die Umweltbelastungen durch Transporte zu reduzieren und Flugtransporte zu vermeiden.

Damit die Qualitätsführerschaft im Bereich Umwelt und Nachhaltigkeit umgesetzt werden kann, müssen die Produktionssysteme konsequent bezüglich ihrer Nachhaltigkeit weiterentwickelt und optimiert werden. Dazu bedarf es solider wissenschaftlicher Grundlagen. In verschiedenen Fachgebieten ist sehr viel Know-How vorhanden. Dieses gilt es zu einem Gesamt-System zu kombinieren, welches im Hinblick auf die Verbesserung der Nachhaltigkeit noch deutlich optimiert werden kann. Solche Anstrengungen sind notwendig, um die Stellung der Schweizer Agrarprodukte gegenüber dem Ausland zu halten oder zu verbessern.

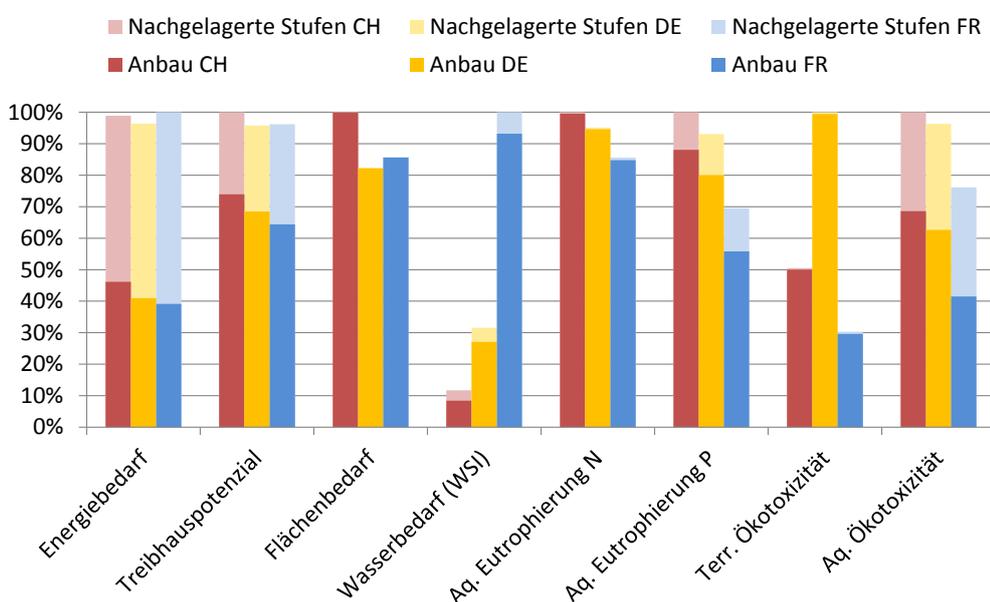


Abbildung 1: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Brot aus schweizerischem (CH), deutschem (DE) und französischem (FR) Weizen, ab der Verkaufsstelle in der Schweiz. WSI: Wasserstress-Index.

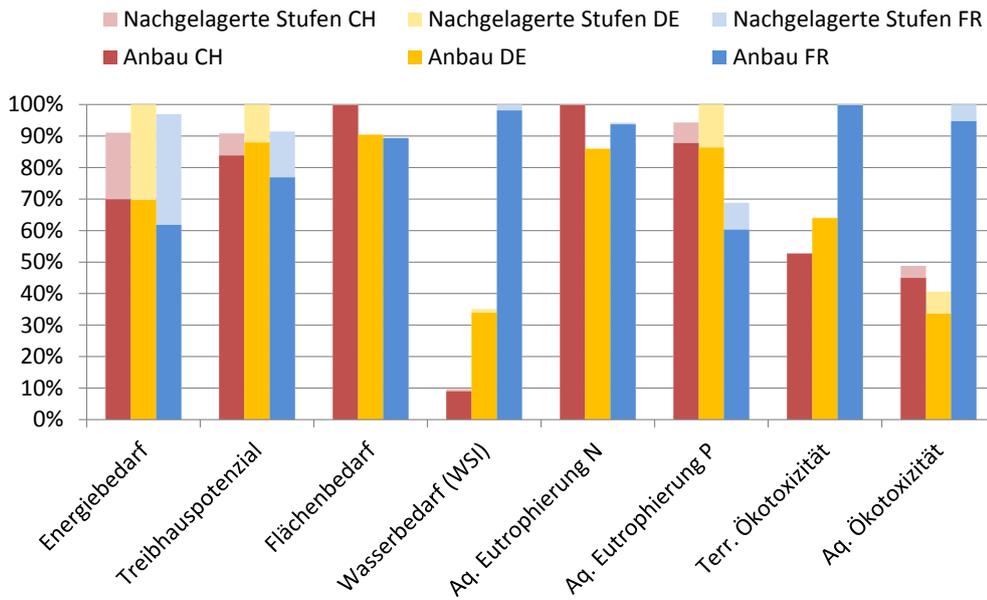


Abbildung 2: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Futtergerste aus der Schweiz (CH), Deutschland (DE) und Frankreich (FR), ab der Verkaufsstelle in der Schweiz. WSI: Wasserstress-Index.

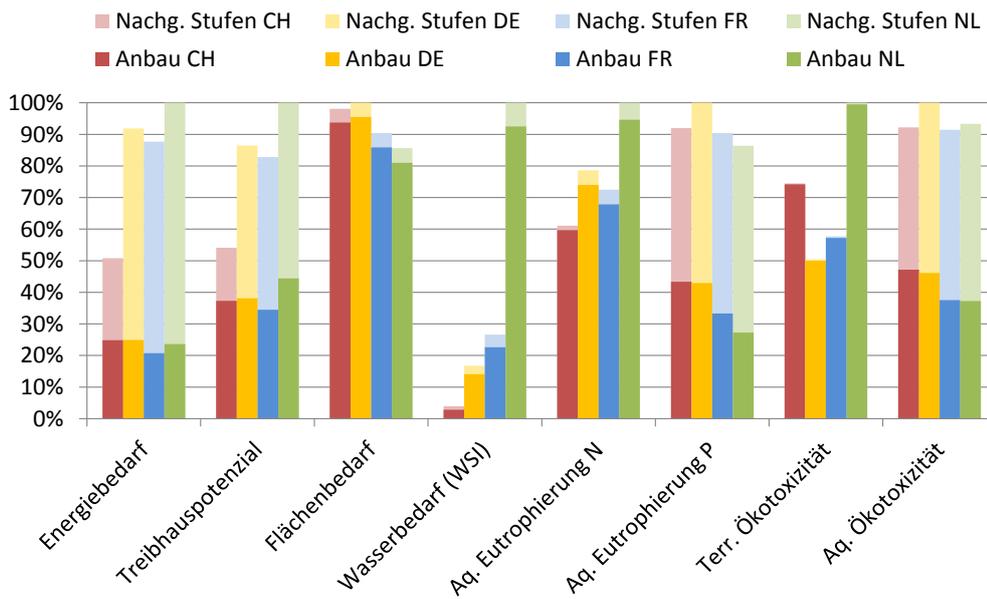


Abbildung 3: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz (CH), Deutschland (DE), Frankreich (FR) und den Niederlanden (NL), ab der Verkaufsstelle in der Schweiz. WSI: Wasserstress-Index.

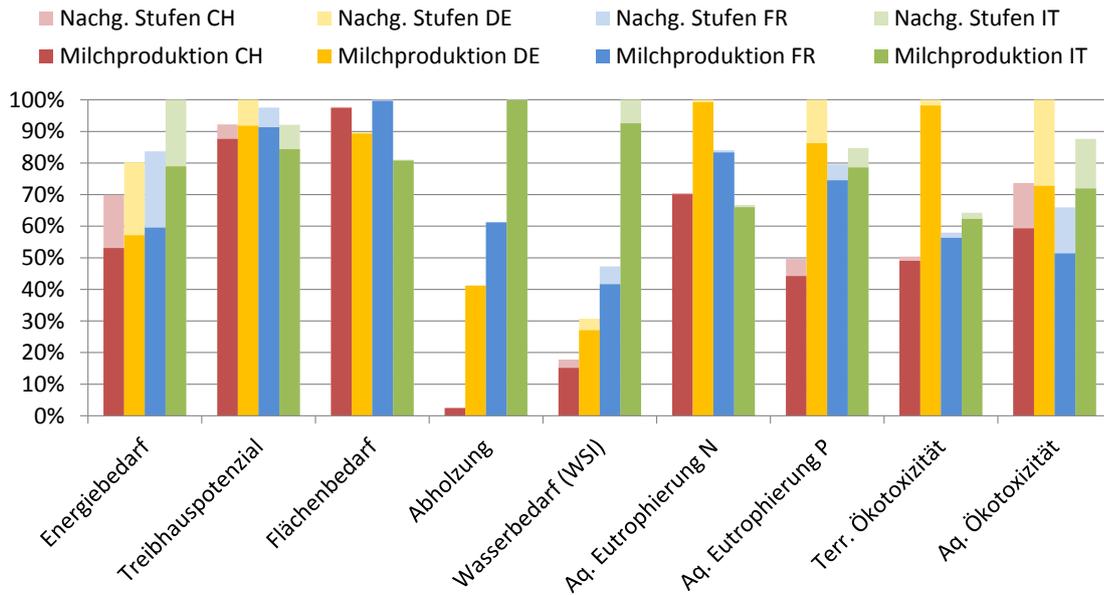


Abbildung 4: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Käse aus der Schweiz (CH), Deutschland (DE), Frankreich (FR) und Italien (IT), ab Verkaufsstelle in der Schweiz. WSI: Wasserstress-Index.

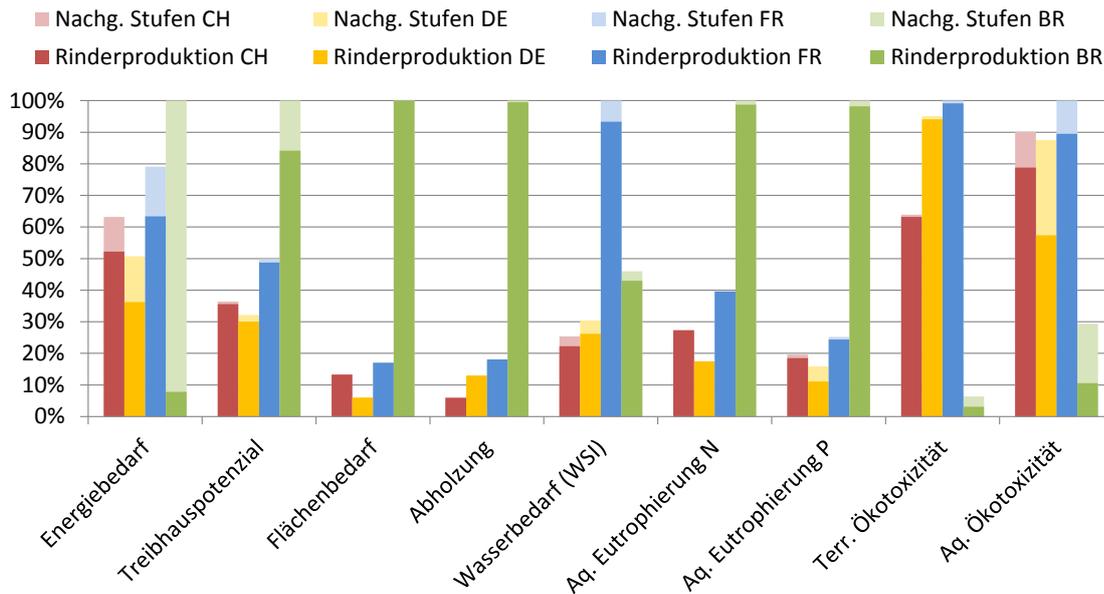


Abbildung 5: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Rindfleisch aus der Schweiz (CH), Deutschland (DE), Frankreich (FR) und Brasilien (BR), ab Verkaufsstelle in der Schweiz. WSI: Wasserstress-Index.

Summary

Life cycle assessment of selected Swiss agricultural products compared to imports

Context and objective

The environmental competitiveness of the Swiss agriculture and food sector is increasing in importance given the highly dynamic nature of the trade in agricultural products. The debate about the degree of self-sufficiency attainable illustrates the importance of the origin of foodstuffs in our society, not least in respect of their anticipated environmental impact. In an effort to ensure the future ability of Swiss agricultural products to compete with those from abroad, the food industry, supported by the Federal Government, has developed a quality strategy aimed at setting the environmental and quality credentials of Swiss farm products apart from those of other countries. There is, however, a shortage of data which would allow a systematic and scientifically sound comparison of the environmental impact of foodstuffs from different countries of origin.

There are two aspects to the issue of an environmental comparison between production in Switzerland and abroad:

1. One topic of interest is the environmental impact of agricultural production in Switzerland compared to that in other countries. Specific site conditions in Switzerland (e.g. mountain regions, climatic differences), agricultural structures and agricultural policy measures can be detrimental or beneficial to agricultural production from an environmental perspective. The Federal Government could influence underlying conditions by providing special support in Switzerland for production systems or special production processes which perform well environmentally by comparison with other countries. There is therefore a need for an environmental comparison of the agricultural production of individual products in different countries. The question posed was whether it is environmentally more acceptable to produce agricultural products in Switzerland or abroad (at farm gate level).
2. On the other hand there is the practical question for which environmental aspects domestic products have advantages or disadvantages compared to imports. The second question is socially very relevant, as it affects consumer behaviour and the purchasing strategies of major distributors. With this in mind an assessment was made of the environmental impact caused by the purchase of Swiss or foreign products for processing or consumption purposes (comparative environmental life cycle assessment to the system boundary of point of sale or mill). The issue under scrutiny here was whether it is environmentally sounder to purchase agricultural products originating inside or outside Switzerland (point of sale level).

Agroscope was commissioned by the Federal Office of Agriculture to carry out this project, entitled "Life cycle assessment of selected Swiss agricultural products compared to imports", for the purpose of comparing the environmental impact of selected agricultural products from Switzerland with major import countries.

The products investigated by way of example were, at farm gate level: breadmaking wheat and feed barley from Switzerland (Proof of Ecological Performance, PEP, non-extenso and extenso), Germany and France; ware potatoes from Switzerland, Germany, France and the Netherlands; milk from Switzerland (PEP lowland, hill and mountain region; grassland and arable fodder-based feed variants), Germany, France and Italy; beef cattle from Switzerland (PEP livestock fattening and suckler cow husbandry), Germany (bull fattening), France (suckler cows with subsequent intensive fattening) and Brazil (very extensive suckler cow system). For crop production, average systems were modelled for the imports, while for milk and meat, typical and widespread systems were represented. In each case the basis of comparison was 1 kg cereal, potatoes, milk, or live weight of beef cattle.

At point of sale level in Switzerland, the assessment covered wheat bread, feed barley, ware potatoes (fresh), cheese and beef, produced from the Swiss and imported raw products mentioned. In each case the basis of comparison for the various product origins was 1 kg of end product.

Methodology

The environmental impact of the products investigated was determined using SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), the life cycle assessment method developed by Agroscope. SALCA comprises a life cycle inventory database for agriculture, models for direct field and farm emissions, a choice of methods for impact assessment, calculation tools for farming systems (farm and crop level), an evaluation concept, and a communication concept for the results.

The following environmental impacts were examined: non-renewable energy demand, global warming potential, ozone formation potential, demand for phosphorous and potassium resources, land competition, deforestation, water use WSI (water stress index, taking account of water scarcity in the different countries), eutrophication potential, acidification potential, terrestrial ecotoxicity potential, aquatic ecotoxicity potential and human toxicity potential. A rating system was used to assess the differences in individual results. It was not possible to examine the environmental impact of soil quality or biodiversity due to a lack of the requisite data. In this summary a selection of resource-related, nutrient-related and pollutant-related environmental impacts is shown for the sake of clarity. The remaining impact categories generally demonstrate a correlation with one of the categories shown here. The full results are given in the Final Report in sections 3-5.

The inventories analysed for the plant products are based on Swiss life cycle inventories from the SALCA database, which were comprehensively updated. The foreign inventories were compiled newly. The Swiss milk production systems were derived from the model farms of a former project (Hersener *et al.*, 2011). The beef inventories were taken from the study "Life Cycle Assessment of Beef, Pork and Poultry" (Alig *et al.*, 2012). The foreign inventories themselves were newly created on the basis of the Swiss systems, the most important key figures for livestock production being adapted to the specific country.

When selecting data and drawing up the inventories the following priorities were established to ensure comparability between countries of origin: 1. Data representative of the whole country were used if possible (e.g. crop yields). 2. If no country-specific data were available, data for the most important production regions (crops) or systems (livestock) within the country under consideration were used on the basis of their importance for the total production or for export to Switzerland. 3. If no specific data could be ascertained, the corresponding data for the most similar country were adopted and extrapolated where possible in each case.

Results

Figures 1-5 show selected environmental impacts of the products investigated. The agricultural phase dominated most of the environmental impacts in this study. The key factors in the comparison were therefore mostly the differences between agricultural production in Switzerland and abroad. In a few cases, however, there were also major differences in the downstream stages, particularly with regard to energy demand and global warming potential. For cheese and beef, where the environmental impact of agricultural production is comparatively high per unit of mass, the downstream stages are of little significance. In the case of potatoes, on the other hand, they play a more important role.

Wheat and bread

Most of the environmental impacts of Swiss wheat were comparable to those of German wheat, but many of its environmental impacts caused it to be rated less favourably than French wheat. In Switzerland, only the water use was significantly lower and hence more favourable than in the other countries. The assessment of bread at point of sale was consistent with that of wheat cultivation. Although in most instances processing the wheat to bread failed to change to the rating order, the percentage differences between the countries decreased. Transportation had a slightly adverse effect on imported wheat in terms of energy demand and global warming potential.

Feed barley

The assessment for Swiss barley cultivation was more favourable than for Swiss wheat. Barley from Switzerland had a lower water requirement than imported barley and lower ecotoxicity than French barley. As far as the remaining environmental impacts were concerned, however, barley produced in France in

particular frequently scored more favourably, while German barley was for the most part comparable to Swiss barley. At point of sale level the country rating order was largely the same as at cultivation level. Shifts, for example in energy demand and global warming potential, were not rated as significant. The share of downstream stages in the environmental impacts of the overall chain was considerably lower for feed barley than for wheat bread, as processing into feed is less complex than bread production.

Ware potatoes

In potato cultivation significant differences in evaluation between Switzerland and Germany were found only in a few environmental impacts. Several environmental impacts of French production were assessed more favourably than the Swiss, but still for the most part French and Swiss production were not markedly different. Dutch potatoes tended to score worse than those from other countries, particularly in terms of nutrient-related environmental impacts, although a high environmental impact per hectare was partly offset by higher yields. At point of sale level the downstream processes, particularly transportation, had a major influence on many environmental impacts, which meant that at this level Swiss potatoes rated considerably higher than imported potatoes.

Milk and cheese

At farm gate level Swiss milk production generally scored more favourably or was within the same range as milk production abroad. The energy required to produce one kilogramme of milk increased with the milk yield per cow due to the purchase of extra feed and the use of energy carriers on the farm, both of which were higher in foreign systems than in Switzerland. Similarly the requirement for arable land was higher in the foreign systems, though the grassland area requirement was lower than in Switzerland. Deforestation for soybean cultivation was greater abroad, as was water requirement and aquatic eutrophication by phosphorous.

The environmental impacts per kilogramme of cheese followed the same pattern as the environmental impacts per kilogramme of milk, since the agricultural phase dominated the environmental impact of cheese production up to the point of sale. The downstream process with the strongest influence was the cheese dairy.

Beef

Swiss beef production achieved a different rating when compared to each of the individual import countries. The German system was closest to the Swiss system, but came off better with regard to land competition, energy demand and global warming potential owing to the greater use of maize silage and fodder concentrate. The German system also scored more favourably than did Swiss beef production in nutrient-related environmental impact, but showed more deforestation, a higher water stress index and greater terrestrial ecotoxicity potential. In many categories, the French system came off worse than the Swiss and German ones. The model assumptions were the key factor here, as for France a pure suckler cow system was investigated in which all the environmental impact was allocated to meat production (no milk as a by-product). A livestock fattening system was studied for Germany, and the Swiss system was also dominated by livestock fattening. Here the bulk of the environmental impact of dairy cows was attributed to the milk produced and not to the beef. The very extensive Brazilian beef production system provided the sharpest contrast with the other systems. Almost all its environmental impacts were either markedly less favourably or markedly more favourably rated than the Swiss system.

The influence of slaughter and transportation differed for the individual environmental impacts. In general agricultural production dominated the environmental impact of the entire chain. Downstream processes had the greatest effect on energy demand and toxicity. Transportation – in particular air freight – accounted for the greatest proportion of environmental impact in the downstream processes.

Discussion and conclusions

The environmental impacts of agricultural production are influenced chiefly by the following:

- site conditions such as amount of precipitation, which gives rise to different water requirements,
- yields per hectare,

- the use of certain pesticides,
- prevailing production systems (applicable chiefly to cereals, beef and milk),
- farm structures and degree of mechanisation,
- agricultural policy conditions such as PEP requirements,
- different electricity mixes in the countries of origin,
- and the prices of products and inputs – leading, for example, to different amounts of fodder concentrate used in countries.

There are also a few key factors affecting environmental impacts in the downstream stages:

- Transportation distances give domestic production a systematic advantage, with air transport having particularly adverse effects.
- The more highly processed a product, the more important the processing. In a country comparison processing plays a part mainly when it takes place directly in the countries of origin.

On the whole the agricultural phase dominated the environmental impact of the products under investigation, although to a differing extent. A systematic advantage of Swiss products from an environmental point of view, both at farm gate and point of sale level, turned out to be water requirement and the deforestation of woodland or shrubland deserving protection. On the other hand the land requirement for Swiss products was generally higher because of lower yields.

At farm gate level milk from Switzerland was the only one of the products under investigation to be almost invariably assessed more positively than or similarly to imports, the reason being favourable site conditions (good grass growth) and low fodder concentrate use. The assessment of cheese was consistent with that of milk, i.e. the environmental impact of Swiss cheese was the same or lower than that of imported cheese. In the case of potatoes the environmental advantages of the domestic product clearly outweighed the disadvantages at point of sale level due to transportation distances. The downstream stages therefore exerted a decisive influence here.

The results lead to the conclusion that in agriculture attention should focus on production which is adapted to site conditions (yield potential as depending on soil and climate). Switzerland has good high-quality grassland. Its utilisation for livestock production and the resultant reduced need for fodder concentrate in milk production bring benefits which may be emphasised. The findings have also shown that mere compliance with PEP requirements in Swiss production does not guarantee an appreciably more advantageous environmental profile as compared with other countries, since other factors also play a role – such as mechanisation, the choice of pesticide active ingredients and yields. At farm gate level milk alone of the products under investigation clearly achieves the goal of “quality leadership through the sustainable, environmentally sound and animal welfare-promoting production of safe foods” in environmental terms. The results for the Swiss systems investigated indicate that it could be beneficial for agricultural policy requirements to differentiate more clearly between regions, farm types or site-specific yield potential. Efforts to move towards ecological intensification should be implemented in a consistent manner. Existing measures affecting driving forces such as nutrient balance or pesticide use should be revised or supplemented by quantitative impact targets such as the emission of greenhouse gases or nitrogen and phosphorous, and by the systematic monitoring of results. In the downstream stages it is especially important to reduce the environmental burden caused by transportation and to avoid air freight.

The consistent development and optimisation of production system sustainability must continue so that quality leadership can be translated into the sphere of environmental sustainability. This requires sound scientific foundations. A great deal of know-how is available in various specialist fields. The important thing is to integrate this into a holistic system which can in turn be optimised further with a view to improving sustainability. Such efforts are essential if Swiss agricultural products are to maintain or strengthen their position vis-à-vis other countries.

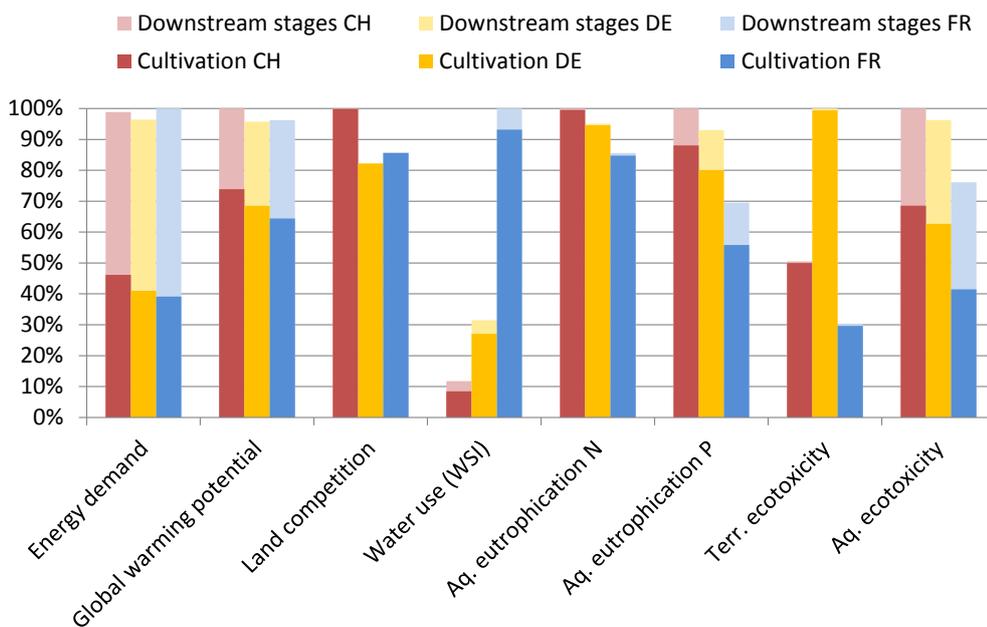


Figure 1: Selected environmental impacts of 1 kg bread from Swiss (CH), German (DE) and French (FR) wheat, at the point of sale in Switzerland. WSI: water stress index.

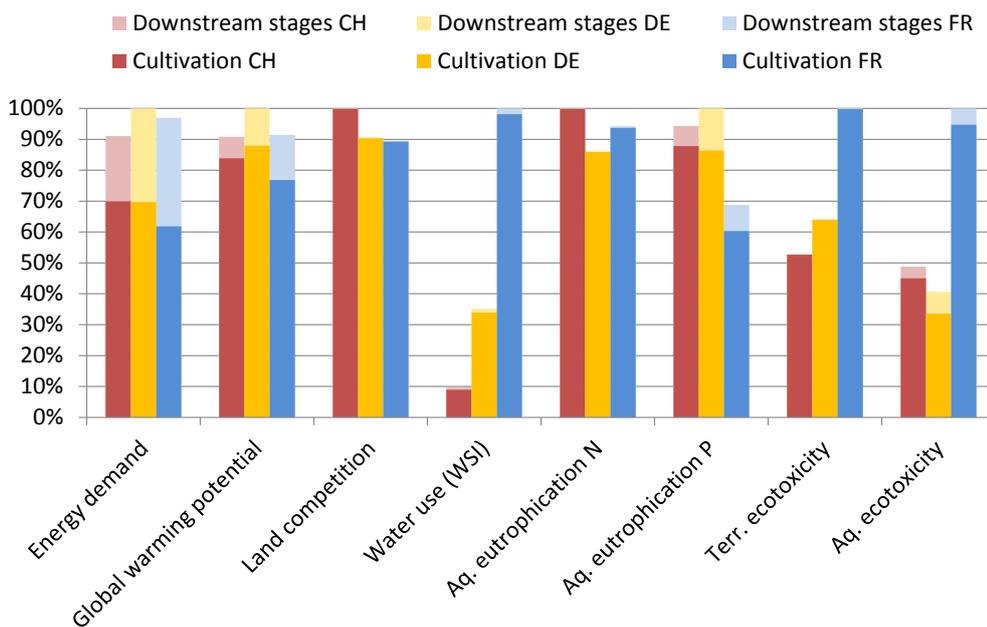


Figure 2: Selected environmental impacts of 1 kg feed barley from Switzerland (CH), Germany (DE) and France (FR), at the point of sale in Switzerland. WSI: water stress index.

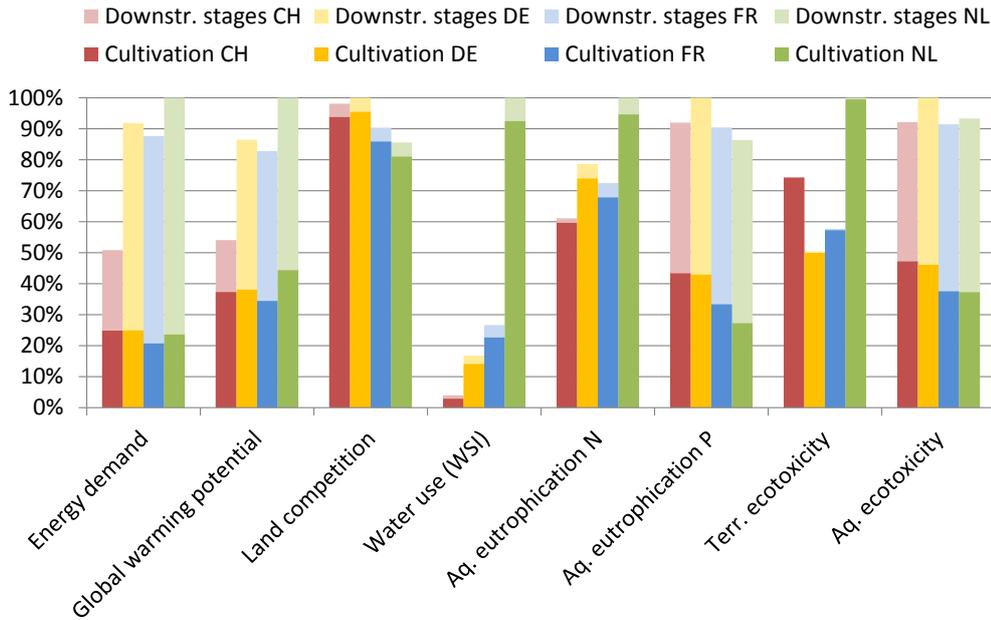


Figure 3: Selected environmental impacts of 1 kg ware potatoes from Switzerland (CH), Germany (DE), France (FR) and the Netherlands (NL), at the point of sale in Switzerland. WSI: water stress index.

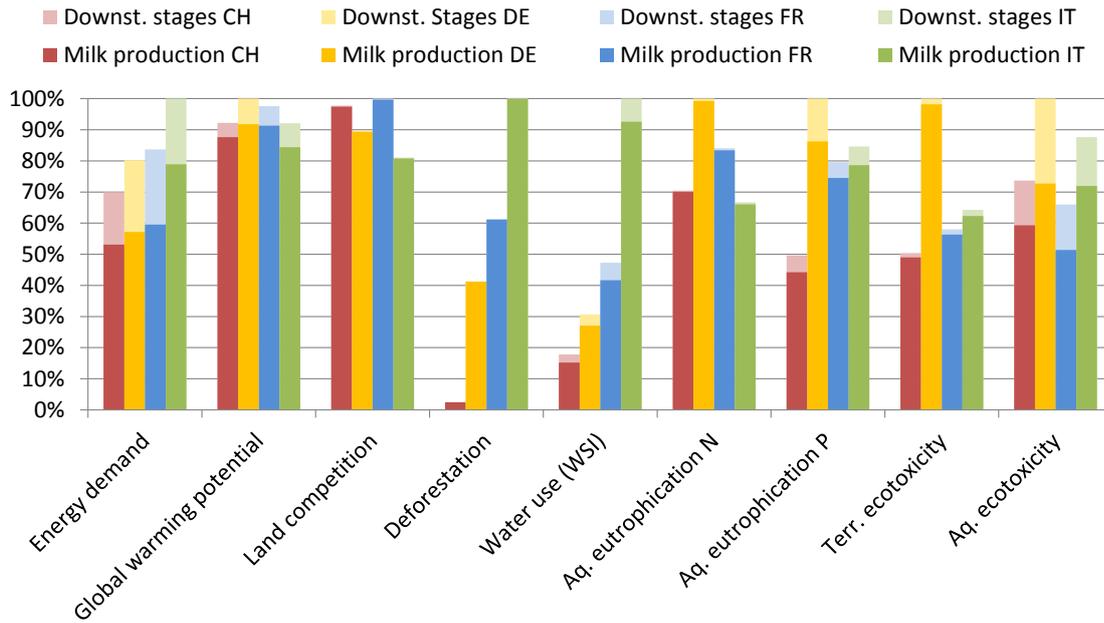


Figure 4: Selected environmental impacts of 1 kg cheese from Switzerland (CH), Germany (DE), France (FR) and Italy (IT), at the point of sale in Switzerland. WSI: water stress index.

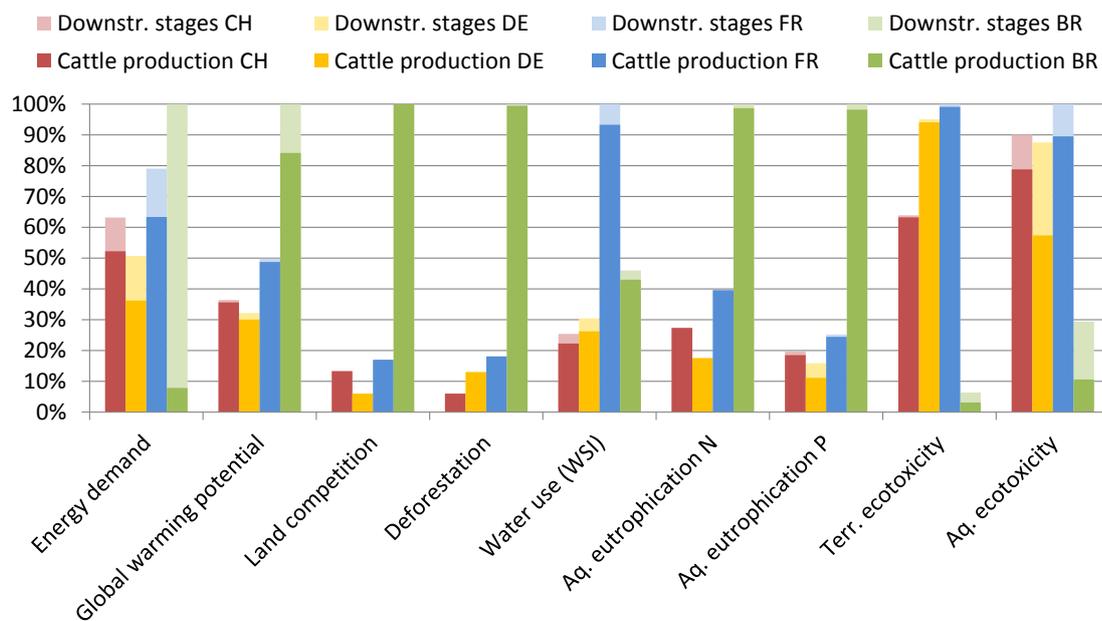


Figure 5: Selected environmental impacts of 1 kg beef from Switzerland (CH), Germany (DE), France (FR) and Brazil (BR), at the point of sale in Switzerland. WSI: water stress index.

Résumé

ACV des produits agricoles sélectionnés en comparaison avec des importations

Contexte et objectifs

Etant donné le dynamisme du commerce de produits agricoles, la compétitivité écologique du secteur agroalimentaire suisse prend de plus en plus d'importance. L'actualité est aux débats sur le degré d'auto-provisionnement à obtenir montre l'importance qu'a l'origine des aliments dans notre société, notamment par rapport aux impacts qu'ils peuvent avoir sur l'environnement. Dans le souci d'assurer la compétitivité des produits agricoles suisses sur le plan international à l'avenir, la filière alimentaire soutenue par la Confédération a développé, en collaboration avec la branche agroalimentaire, une stratégie dite de qualité dont le but est d'amener l'agriculture suisse à un niveau supérieur comparé à la production des autres pays, en ce qui concerne les aspects qualitatifs et écologiques. Toutefois, les bases de données qui permettraient une comparaison systématique et scientifiquement fondée des impacts environnementaux des aliments originaires de différents pays font encore largement défaut.

La question de la comparaison environnementale entre la production en Suisse et à l'étranger se pose à double titre:

1. D'une part, il est intéressant de connaître les impacts environnementaux de la production agricole en Suisse par rapport à l'étranger. Les conditions topographiques spécifiques de la Suisse (p. ex. régions de montagne, différences climatiques), les structures agricoles ainsi que les mesures de la politique agricole peuvent représenter aussi bien des avantages que des inconvénients pour la production agricole du point de vue environnemental. La Confédération pourrait agir sur les conditions-cadres de manière à ce que les systèmes ou les procédés de production particuliers qui ont de bons résultats en termes écologiques sur le plan international, soient spécifiquement encouragés en Suisse. Par conséquent, il est nécessaire d'effectuer une comparaison environnementale de la production de certains produits agricoles dans différents pays. La question suivante a été étudiée: est-il plus écologique de produire des biens agricoles en Suisse ou à l'étranger (niveau porte de l'exploitation)?
2. D'autre part, la question se pose de savoir pour quels aspects environnementaux les produits indigènes ont des avantages ou des désavantages par rapport aux importations en termes d'environnement. La deuxième question a une grande portée pour notre société, car elle touche les stratégies d'achat des grands distributeurs et le comportement des consommateurs. Pour ce faire, on a estimé les impacts environnementaux causés par l'achat de produits suisses ou étrangers à des fins de transformation ou de consommation (analyse de cycle de vie comparative jusqu'à la limite du système, au point de vente resp. moulin). La question suivante a été étudiée: est-il plus écologique d'acheter des biens agricoles produits en Suisse ou à l'étranger (niveau point de vente).

Le projet «Analyse du cycle de vie de produits agricoles suisses sélectionnés en comparaison avec des importations» a été confié à Agroscope par l'Office fédéral de l'agriculture dans le but de comparer les impacts environnementaux d'une sélection de produits agricoles originaires de Suisse et des principaux pays d'importation.

Les produits suivants ont été étudiés à titre d'exemples: niveau porte de l'exploitation: blé panifiable et orge fourragère produits en Suisse (prestations écologiques requises, PER, non-extenso et extenso), en Allemagne et en France; pommes de terre de consommation produites en Suisse, en Allemagne, en France et aux Pays-Bas; lait originaire de Suisse (PER région de plaine, des collines et de montagne; variantes d'affouragement basées sur les herbages et les cultures fourragères), d'Allemagne, de France et d'Italie; bovins d'abattage originaires de Suisse (PER engraissement gros bétail et élevage de vaches-mères), d'Allemagne (engraissement de taureaux), de France (élevage allaitant naisseur engraisseur) et du Brésil (vaches allaitantes avec engraissement extensif). Dans la production végétale, la production étrangère représente un système moyen, tandis que pour le lait et la viande, l'analyse se réfère à des

systèmes typiques les plus répandus. La base de comparaison était 1 kg de céréales, de pommes de terre, de lait resp. de poids vif de bovins d'abattage.

Au niveau point de vente en Suisse, on a évalué le blé panifiable, l'orge fourragère, les pommes de terre de consommation (nouvelles), le fromage et la viande de bœuf, produits à partir des matières premières suisses et importées nommés ci-avant. La base de comparaison pour les différentes origines d'un même produit était toujours 1 kg de produit fini.

Méthode

Les impacts environnementaux des produits étudiés ont été déterminés à l'aide de la méthode d'analyse de cycle de vie développée par Agroscope SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment). SALCA comprend une base de données des inventaires environnementaux pour l'agriculture, des modèles pour les émissions directes sur le terrain et à la ferme, une sélection de méthodes pour l'estimation des impacts, des outils de calcul pour les systèmes agricoles (exploitation et culture), un concept d'évaluation et un concept de communication pour les résultats.

Les impacts environnementaux suivants ont été considérés: besoin en ressources énergétiques non renouvelables, potentiel d'effet de serre, besoins en phosphore et en potassium, besoin en surface (terres arable, prairies intensives et extensives et autres surfaces), déboisement, besoin en eau ISH (indice de stress hydrique tenant compte de la pénurie en eau), potentiel d'eutrophisation, potentiel d'acidification, potentiel d'écotoxicité terrestre, potentiel d'écotoxicité aquatique et potentiel de toxicité humaine. Un schéma d'évaluation a permis d'estimer les différences dans les résultats. Les impacts environnementaux qualité du sol et biodiversité n'ont pas pu être étudiés par manque des données nécessaires. Pour faciliter la compréhension, le résumé que voici présente une sélection d'impacts environnementaux liés aux ressources, aux éléments nutritifs et aux substances nocives. Les autres catégories d'impacts comportent généralement au moins une corrélation avec une des catégories présentées ici. Les résultats complets se trouvent dans le rapport final aux chapitres 3-5.

Les inventaires à analyser pour les produits végétaux sont basés sur les inventaires environnementaux suisses de la base de données SALCA, qui ont été entièrement actualisés. Les inventaires étrangers ont été établis pour les besoins de l'étude. Pour la production laitière, les systèmes suisses calculés proviennent des exploitations modèles du projet DC-BE (Hersener *et al.*, 2011). Les inventaires utilisés pour la viande de bœuf sont issus de l'étude «Analyse du cycle de vie de la viande de bœuf, de porc et de volaille» (Alig *et al.*, 2012). Les inventaires étrangers ont été établis sur la base des systèmes suisses en adaptant les principaux paramètres de la production animale aux spécificités du pays.

Pour permettre la comparaison entre les pays d'origine, les données ont été sélectionnées et les inventaires établis dans le respect des priorités suivantes: 1. Si possible utilisation de données représentatives de tout le pays (p. ex. rendements de la production végétale). 2. Lorsqu'aucune donnée spécifique du pays n'était disponible, on a utilisé des données pour les principales régions de production (production végétale), resp. les principaux systèmes (production animale) dans le pays considéré du fait de leur importance pour la production dans son ensemble ou pour les exportations vers la Suisse. 3. Lorsqu'aucune donnée spécifique n'était disponible, les données correspondantes ont été reprises dans le pays le plus semblable en les extrapolant dans la mesure du possible.

Résultats

Les figures 1-5 présentent une sélection d'impacts environnementaux des produits étudiés. La phase de production agricole dominait la plupart des impacts environnementaux de cette étude. C'est pourquoi les différences entre la production agricole en Suisse et à l'étranger étaient généralement décisives pour la comparaison. Ponctuellement, il existait cependant aussi des différences importantes dans les étapes situées en aval, notamment en ce qui concerne le besoin en énergie et le potentiel d'effet de serre. Pour le fromage et la viande de bœuf, pour lesquels les impacts environnementaux de la production agricole par unité de masse sont relativement élevés, les étapes situées en aval jouent un faible rôle. Pour les pommes de terre par contre, elles pèsent plus lourd dans la balance.

Blé et pain

Le blé suisse a obtenu des résultats semblables au blé allemand pour la plupart des impacts environnementaux, mais a obtenu des résultats moins favorables par rapport au blé français pour de nombreux impacts environnementaux. Seul le besoin en eau était nettement plus bas en Suisse et par conséquent plus avantageux que dans les autres pays. L'évaluation du pain au niveau point de vente suivait celle de la culture du blé. Dans la plupart des cas, la transformation en pain n'entraînait aucun changement dans l'ordre du classement, mais réduisait les pourcentages de différences entre les pays. Pour le besoin en énergie et le potentiel d'effet de serre, les transports du blé importé avaient des répercussions légèrement négatives.

Orge fourragère

L'évaluation des cultures d'orge suisse a donné de meilleurs résultats que celle du blé suisse. L'orge suisse avait ainsi un besoin en eau inférieur à l'orge importée et une écotoxicité plus faible que l'orge originaire de France. En ce qui concerne les autres impacts environnementaux, la production française était cependant bien plus avantageuse, tandis que l'orge allemande obtenait des résultats en partie similaires à ceux de l'orge suisse. Au niveau point de vente, le classement des pays correspondait en majorité au classement au niveau de la culture. Les décalages relatifs par exemple au besoin en énergie et au potentiel d'effet de serre n'ont pas été considérés comme significatifs. La part des étapes situées en aval dans les impacts environnementaux de l'ensemble de la filière était nettement plus faible pour l'orge fourragère que pour le blé panifiable, car la transformation en aliments pour animaux est moins complexe que la fabrication de pain.

Pommes de terre de consommation

Pour la culture de pommes de terre, les différences d'évaluation entre la Suisse et l'Allemagne n'étaient significatives que pour quelques impacts environnementaux. La production française a obtenu des résultats plus favorables que la Suisse pour de nombreux impacts environnementaux, mais n'était pas non plus fondamentalement différente de la culture suisse. Les pommes de terre des Pays-Bas ont eu tendance à obtenir des résultats moins avantageux que celles des autres pays, notamment dans le domaine des impacts environnementaux liés aux éléments nutritifs. Toutefois, des impacts environnementaux élevés par hectare ont été en partie compensés ici par des rendements supérieurs. Au niveau point de vente, les processus situés en aval, notamment les transports, avaient une influence considérable sur de nombreux impacts environnementaux. De ce fait, à ce niveau, les pommes de terre suisses s'en sont sorties nettement mieux que les pommes de terre importées.

Lait et fromage

Au niveau porte de l'exploitation, la production laitière en Suisse a obtenu des résultats généralement plus avantageux ou équivalents à la production laitière étrangère. Le besoin en énergie pour la production d'un kilogramme de lait augmentait avec le rendement laitier par vache, à cause de l'achat d'aliment complémentaire et de l'emploi d'agents énergétiques dans l'exploitation, deux facteurs plus importants dans les systèmes étrangers qu'en Suisse. En outre, le besoin de terres assolées était également plus élevé dans les systèmes étrangers, tandis que le besoin de surface herbagère était moindre qu'en Suisse. Le déboisement lié à l'utilisation du soja était plus important à l'étranger, de même que le besoin en eau et l'eutrophisation aquatique par le phosphore.

Les impacts environnementaux par kilogramme de fromage suivaient le même schéma que les impacts environnementaux par kilogramme de lait, car la phase de production agricole dominait les impacts environnementaux de la production de fromage jusqu'au point de vente. Parmi les processus situés en aval, c'est la fromagerie qui exerçait la plus grande influence.

Viande de bœuf

L'évaluation de la production de bœuf suisse différait en fonction des pays d'importation auxquels elle était comparée. Le système allemand était le plus proche du système suisse, mais obtenait de meilleurs résultats pour le besoin de surface, le besoin d'énergie et le potentiel d'effet de serre du fait de l'emploi plus

important d'ensilage de maïs et de concentrés. En ce qui concerne les impacts environnementaux liés aux éléments nutritifs, le système allemand affichait aussi des valeurs plus favorables que la production de viande bovine suisse. Les valeurs étaient toutefois plus élevées lorsqu'il s'agissait du déboisement, de l'indice de stress hydrique et du potentiel d'écotoxicité terrestre. Le système français par contre a obtenu des résultats moins bons que la Suisse et l'Allemagne dans de nombreuses catégories. Les hypothèses choisies pour les simulations étaient décisives. Pour la France, on a supposé un système élevage allaitant naisseur engraisseur, dans lequel les impacts environnementaux étaient entièrement portés au compte de la production carnée (pas de lait comme co-produit). En Allemagne, on a étudié un système d'engraissement gros bétail. Le système suisse était lui aussi dominé par l'engraissement gros bétail. La majeure partie des impacts environnementaux des vaches laitières était attribuée au lait produit et non à la viande bovine. Le système de production de viande bovine brésilien, très extensif, était celui qui contrastait le plus avec les autres systèmes. Pour presque tous les impacts environnementaux, ses résultats étaient soit nettement meilleurs soit nettement moins bons que le système suisse.

L'influence de l'abattage et des transports différait suivant l'impact environnemental considéré. En général, la production agricole dominait les impacts environnementaux de l'ensemble de la filière. Les processus situés en aval avaient la plus grande influence sur le besoin en énergie et la toxicité. Parmi les processus situés en aval, les transports, surtout les transports aériens, étaient ceux qui avaient la plus grande part à l'impact environnemental.

Discussion et conclusions

Les aspects suivants influencent principalement les impacts environnementaux de la production agricole:

- les conditions locales, comme le niveau des précipitations qui se traduit par des besoins en eau différents,
- les rendements à la surface,
- l'emploi de certains pesticides,
- les systèmes de production dominants (cela concerne surtout les céréales, la viande de bœuf et le lait),
- les structures de l'exploitation, resp. le degré de mécanisation,
- les conditions cadres de la politique agricole comme les directives pour les PER,
- les différents mix de courants électriques dans les pays d'origine,
- ainsi que le prix des produits et des intrants, qui se traduisent par un emploi plus ou moins important des concentrés dans les pays.

Les impacts environnementaux des étapes situées en aval sont eux aussi soumis à certains facteurs essentiels:

- Les distances de transport confèrent un avantage systématique à la production indigène, à noter que les transports aériens sont particulièrement désavantageux.
- L'impact de la transformation est d'autant plus important que le degré de transformation des produits est élevé. Pour la comparaison entre les pays, la transformation joue surtout un rôle lorsqu'elle a lieu directement dans les pays d'origine.

Dans l'ensemble, la phase de production agricole dominait largement les impacts environnementaux des produits étudiés, mais dans des proportions différentes. Les produits suisses avaient un avantage systématique du point de vue environnemental, aussi bien au niveau porte de l'exploitation qu'au niveau point de vente, pour le besoin en eau et le déboisement des forêts et des terrains broussailleux dignes de protection. Par contre, le besoin en surface était généralement plus élevé pour les produits suisses du fait des rendements plus bas.

Au niveau porte de l'exploitation, le lait d'origine suisse était le seul des produits étudiés qui était presque exclusivement plus avantageux ou aussi avantageux que les importations, grâce notamment aux conditions locales favorables (bonne croissance de l'herbe) et à la faible utilisation de concentrés. Le fromage a obtenu des résultats semblables à ceux du lait, c'est-à-dire que les impacts environnementaux du fromage suisse étaient similaires ou inférieurs à ceux du fromage importé. Pour les pommes de terre, au niveau point de vente, les avantages environnementaux de la production indigène dominaient nettement, à cause

des distances de transport essentiellement. Les étapes situées en aval avaient une influence décisive sur ce plan.

Les résultats permettent de conclure qu'en agriculture, il est important de veiller à ce que la production soit adaptée au site (potentiel de rendement en fonction du sol et du climat). La Suisse possède des herbages de qualité. Leur valorisation par l'intermédiaire de la production animale et l'usage par conséquent plus limité de concentrés dans la production laitière offrent des avantages qui doivent être soulignés. En plus, dans la zone de montagne la production herbagère est la production agricole la plus adaptée. Les résultats ont également montré que le respect des directives PER pour la production suisse ne constituait pas à lui seul la garantie d'un profil environnemental nettement plus avantageux par rapport aux autres pays, car d'autres facteurs, comme la mécanisation, le choix des pesticides et les rendements à la surface jouent aussi un rôle. Parmi les produits étudiés, l'objectif de «leadership en matière de qualité, passant par une production de denrées alimentaires sûres dans le respect de la durabilité et des animaux» n'est atteint de façon claire que par le lait au niveau porte de l'exploitation en matière de performance environnementale. Il pourrait donc être utile de vérifier si une différenciation plus poussée des directives politiques pour la production agricole par régions, types d'exploitation ou potentiel de rendement du site serait un atout. Des efforts visant à une intensification écologique doivent être entrepris de manière systématique. Les mesures en place qui concernent les forces motrices („driving force“), telles que le bilan des éléments nutritifs ou l'emploi de pesticides, devraient être suivies ou complétées par des objectifs d'impact quantitatifs comme l'émission de gaz à effet de serre ou d'azote et de phosphore ainsi que par un contrôle systématique des résultats. Dans les étapes situées en aval, il s'agit avant tout de limiter la pollution environnementale par les transports en général et d'éviter les transports aériens.

Pour que le leadership en matière de qualité puisse être atteint dans les domaines de l'environnement et de la durabilité, les systèmes de production doivent systématiquement être améliorés et optimisés dans le respect des règles du développement durable. Pour y parvenir, il est nécessaire d'avoir des bases scientifiques solides. Il existe beaucoup de savoir-faire dans de nombreux domaines. Il s'agit de le combiner pour obtenir un système global et de l'optimiser en vue d'améliorer la durabilité. De tels efforts sont indispensables pour conserver la position des produits agricoles suisses par rapport à l'étranger et l'améliorer.

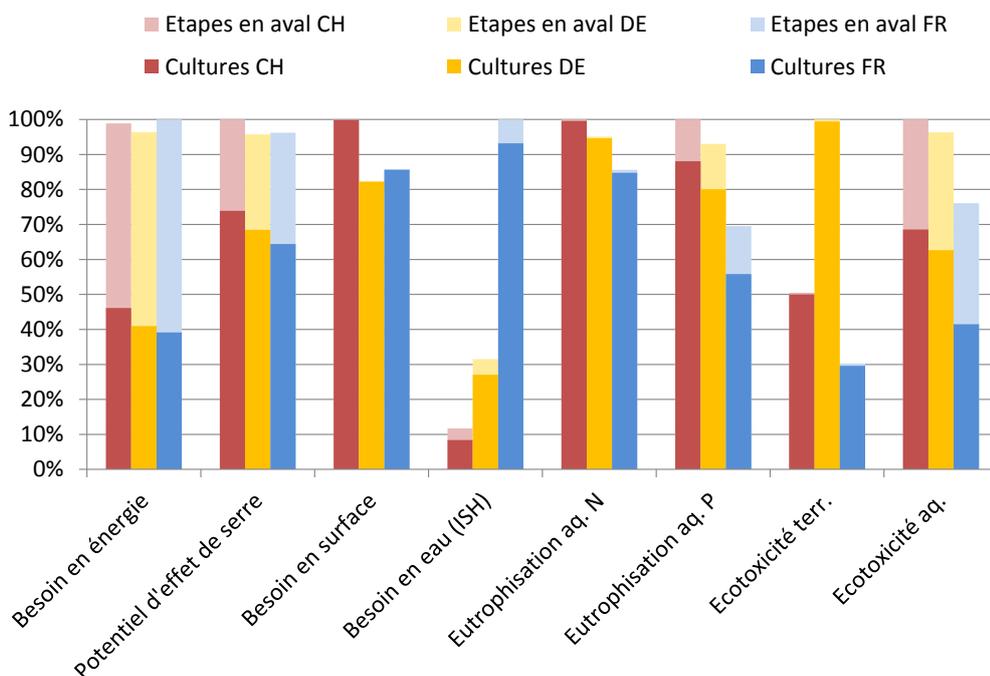


Figure 1: Sélection d'impacts environnementaux pour 1 kg de pain produit à partir de blé suisse (CH), allemand (DE) et français (FR), au point de vente en Suisse. ISH: indice de stress hydrique.

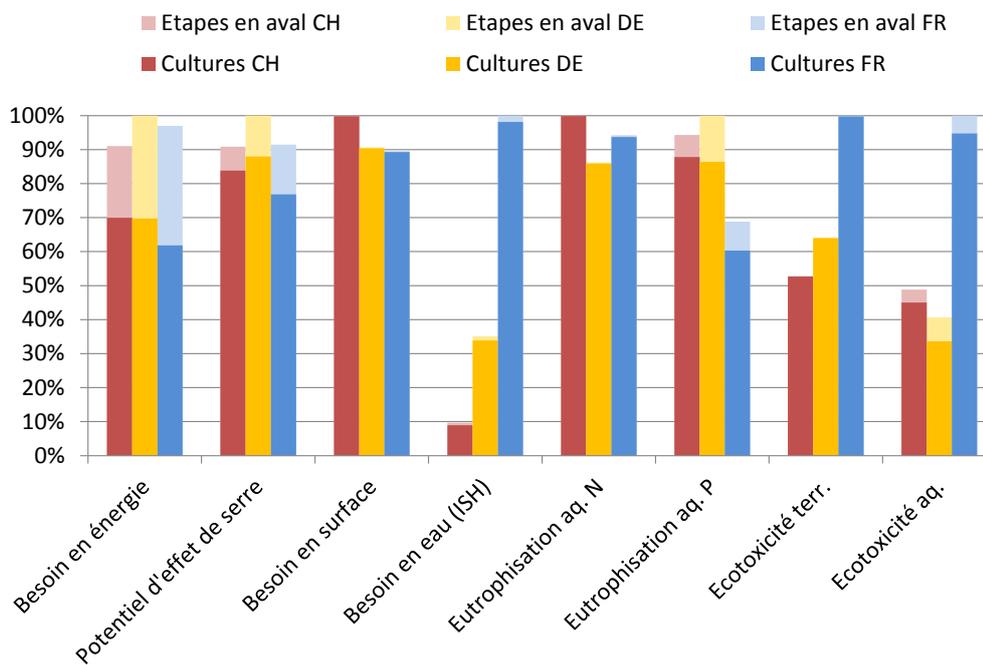


Figure 2: Sélection d'impacts environnementaux pour 1 kg d'orge fourragère produite en Suisse (CH), en Allemagne (DE) et en France (FR), au point de vente en Suisse. ISH: indice de stress hydrique.

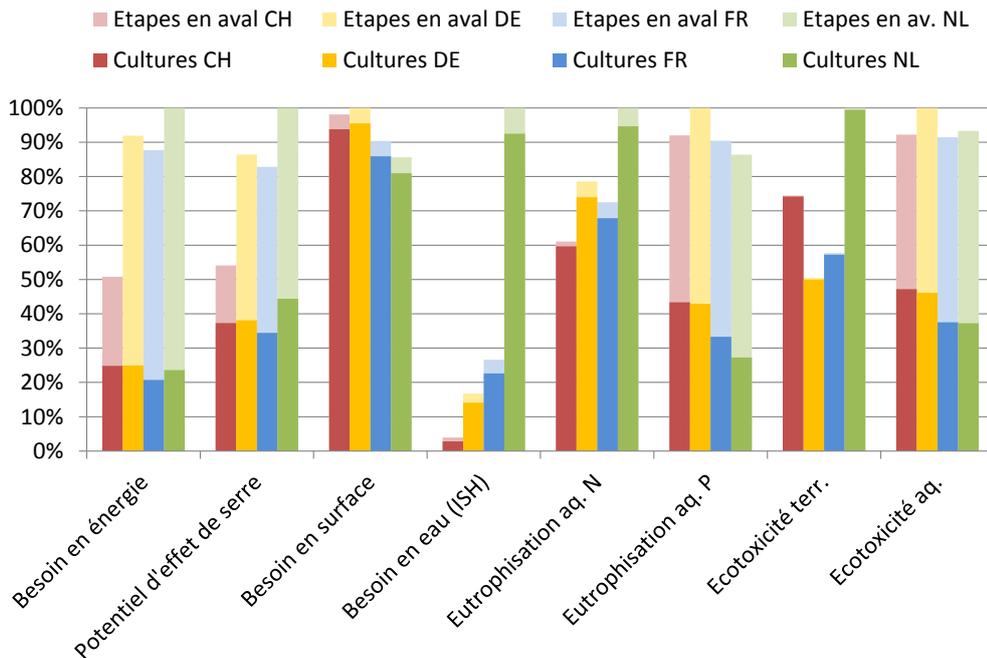


Figure 3: Sélection d'impacts environnementaux pour 1 kg de pommes de terre de consommation produites en Suisse (CH), en Allemagne (DE), en France (FR) et aux Pays-Bas (NL), au point de vente en Suisse. ISH: indice de stress hydrique.

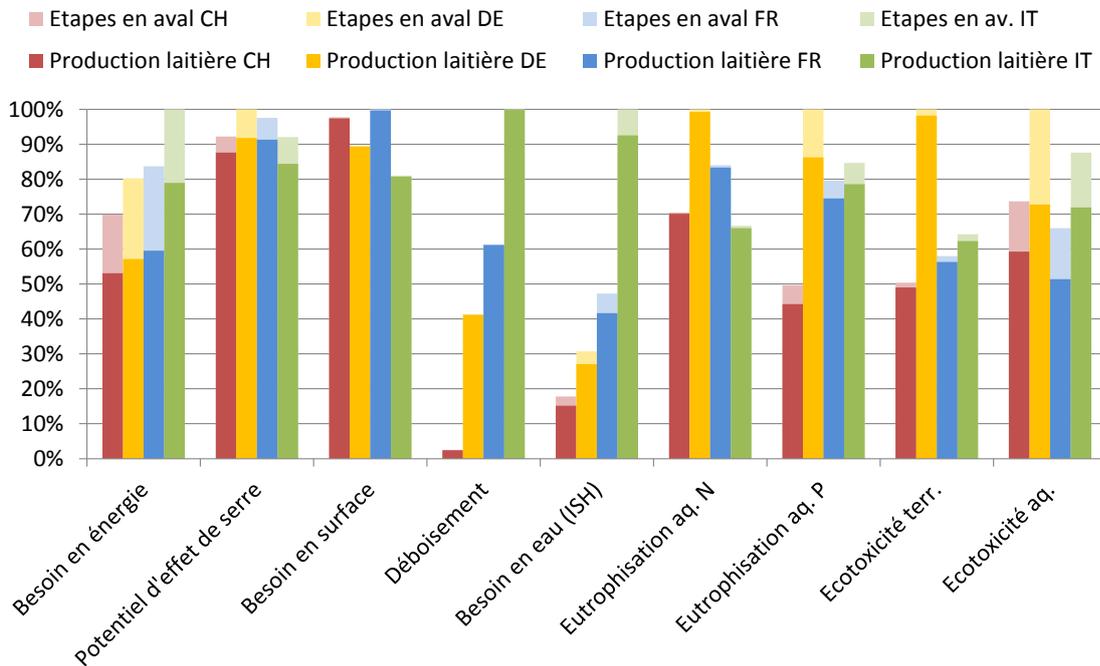


Figure 4: Sélection d'impacts environnementaux pour 1 kg de fromage produit en Suisse (CH), en Allemagne (DE), en France (FR) et en Italie (IT), au point de vente en Suisse. ISH: indice de stress hydrique.

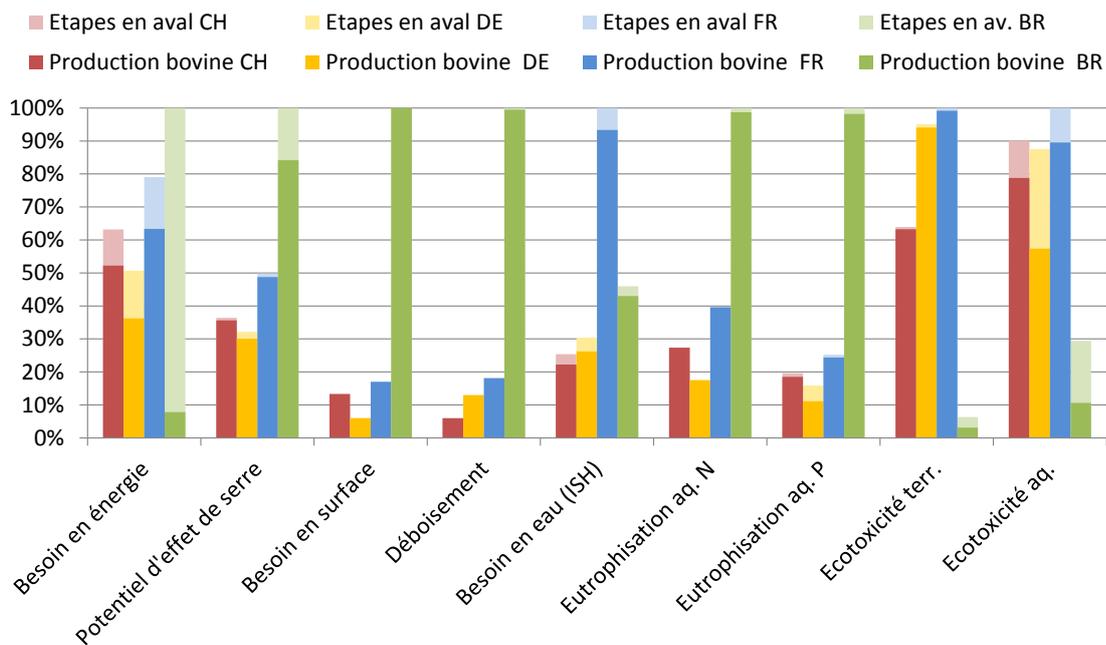


Figure 5: Sélection d'impacts environnementaux pour 1 kg de viande de bœuf produite en Suisse (CH), en Allemagne (DE), en France (FR) et au Brésil (BR), au point de vente en Suisse. ISH: indice de stress hydrique.

Riassunto

Bilancio ecologico di prodotti agricoli svizzeri scelti rispetto a quelli d'importazione

Contesto e obiettivi

Considerata la dinamica del commercio di prodotti agricoli, la competitività ecologica della filiera agroalimentare svizzera acquisisce sempre maggiore importanza. Il dibattito concernente il grado di autoapprovvigionamento da raggiungere palesa quanto la provenienza delle derrate alimentari sia, nella nostra società, rilevante dal profilo degli eventuali effetti ambientali. Nel suo impegno volto a garantire la competitività futura dei prodotti agricoli svizzeri sui concorrenti stranieri, la categoria ha sviluppato, con il sostegno della Confederazione, una strategia della qualità volta a far risaltare il settore primario elvetico rispetto alla produzione di altri Paesi per i suoi aspetti qualitativi ed ecologici. Mancano però basi di dati che consentano un confronto sistematico e scientificamente fondato degli effetti ambientali delle derrate alimentari provenienti dai diversi Paesi.

La questione del confronto ecologico tra la produzione in Svizzera e all'estero comprende due aspetti.

1. Da un lato in Svizzera vi è notevole interesse per gli effetti ambientali della produzione agricola. Le specifiche condizioni locali (p.es. regioni di montagna, differenze climatiche), le strutture agricole e le misure di politica agricola possono comportare, dal profilo ambientale, vantaggi o svantaggi per la produzione agricola. La Confederazione potrebbe influenzare le condizioni quadro in maniera tale che in Svizzera vengano specialmente promossi sistemi o particolari processi produttivi che si distinguono a livello mondiale per il loro impatto ecologico. A tal fine era necessario comparare la produzione agricola per singoli prodotti in diversi Paesi. Per questo motivo si è voluto appurare se è più ecologico fabbricare prodotti agricoli in Svizzera o all'estero (a livello di azienda agricola).
2. Dall'altro lato ci si chiede concretamente per quali aspetti ambientali i prodotti indigeni presentino vantaggi o svantaggi e rispetto a quali prodotti importati siano migliori o peggiori. Questo secondo aspetto è molto rilevante dal profilo sociale, poiché concerne le strategie d'acquisto dei grossisti e il comportamento dei consumatori. A tal proposito è stato stimato l'impatto ambientale provocato dall'acquisto di prodotti indigeni o esteri per la trasformazione o il consumo (ecobilancio a confronto fino al limite del sistema "vendita al dettaglio" o "mulino per mangimi animali"). Si è voluto appurare se è più ecologico acquistare prodotti agricoli elvetici o esteri (livello punto vendita).

L'UFAG ha incaricato Agroscope di sviluppare il progetto "Bilancio ecologico di prodotti agricoli svizzeri scelti rispetto a quelli d'importazione", nell'obiettivo di confrontare gli effetti ambientali di prodotti agricoli scelti provenienti dalla Svizzera con i più importanti Paesi d'importazione e di individuare il potenziale di miglioramento.

A titolo di esempio, a livello di azienda agricola sono stati analizzati i seguenti prodotti: frumento panificabile e orzo da foraggio svizzeri (prova che le esigenze ecologiche sono rispettate, PER, produzione non estensiva ed estensiva), tedeschi e francesi; patate da tavola provenienti da Svizzera, Germania, Francia e Paesi Bassi; latte da Svizzera (PER regioni di pianura, collinare e di montagna; varianti di foraggiamento basate sulla superficie inerbita e le colture foraggere), Germania, Francia e Italia; bovini da macello elvetici (PER ingrasso di bestiame grosso e detenzione di vacche madri), tedeschi (ingrasso di tori), francesi (detenzione di vacche madri con finissaggio estensivo) e brasiliani (detenzione di vacche madri molto estensiva). Per la produzione vegetale sono stati modellizzati sistemi applicati mediamente all'estero, mentre per il latte e la carne sono stati riprodotti sistemi tipici, ampiamente diffusi.

A livello di punto vendita in Svizzera sono stati valutati pane di frumento, orzo da foraggio, patate da tavola (fresche), formaggio e carne bovina ottenuti da cosiddetti prodotti grezzi svizzeri e importati. Come base di confronto delle diverse provenienze è stato utilizzato un chilogrammo di prodotto finale.

Metodo

Gli effetti ambientali dei prodotti analizzati sono stati rilevati mediante il metodo di bilancio SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), sviluppato da Agroscope. SALCA comprende una banca dati sotto forma di ecoinventario per l'agricoltura, modelli per emissioni dirette sul campo e in azienda, una gamma di metodi per la valutazione degli effetti, strumenti di calcolo per i sistemi agricoli (azienda e coltura), un concetto di valutazione e uno per la comunicazione dei risultati.

Sono stati considerati i seguenti effetti ambientali: fabbisogno di risorse energetiche non rinnovabili, potenziale di gas serra e di formazione dell'ozono, necessità di risorse quali il fosforo e il potassio, bisogno di superfici (terreni coltivati, superfici inerbite sfruttate in modo intensivo ed estensivo e altre superfici), disboscamento, fabbisogno idrico IS (indice di siccità, comprende la penuria d'acqua nei diversi Paesi), potenziale di eutrofizzazione e di acidificazione, potenziale di ecotossicità per la terra e le acque, nonché potenziale di tossicità per l'uomo. Le differenze tra i singoli risultati sono state analizzate mediante uno schema di valutazione. Gli effetti ambientali "qualità del suolo" e "biodiversità" non si sono potuti valutare poiché mancavano i dati necessari. Nell'intento di fornire una panoramica, nel presente riassunto viene mostrata solo una scelta di effetti ambientali riferiti alle risorse, alle sostanze nutritive e agli inquinanti. La maggior parte delle restanti categorie di effetti mostrano comunque una correlazione con almeno una di quelle descritte. Per i risultati completi confrontare il rapporto conclusivo ai capitoli 3-5.

Gli inventari da analizzare per i prodotti vegetali si basano sugli ecoinventari svizzeri provenienti dalla banca dati SALCA, completamente aggiornati. Gli inventari esteri sono nuovi. I sistemi svizzeri calcolati per la produzione lattiera derivavano dalle aziende modello del progetto dell'AC-EB (Hersener *et al.*, 2011), mentre gli inventari per la carne bovina sono stati estrapolati dallo studio "Ecobilancio per la carne bovina, suina e di pollame" (Alig *et al.*, 2012). Gli inventari esteri, dal canto loro, sono stati creati ex novo sulla base dei sistemi svizzeri, adeguando a seconda del Paese gli indicatori più importanti per la produzione animale. Onde garantire la comparabilità tra i diversi Paesi di provenienza, nello scegliere i dati e creare gli inventari sono state applicate le seguenti priorità: 1. se possibile sono stati utilizzati dati rappresentativi dell'intero Paese (p.es. rese nella produzione vegetale); 2. in assenza di dati specifici del Paese sono stati impiegati quelli dei rispettivi sistemi (prod. animale) o regioni di produzione (prod. vegetale) più importanti all'interno del Paese considerato in quanto a rilevanza per la produzione totale o l'esportazione verso la Svizzera; 3. in caso di mancata disponibilità di dati specifici sono stati ripresi e, laddove possibile, estrapolati quelli del Paese più simile.

Risultati

Nei grafici 1-5 sono rappresentati gli effetti ambientali scelti dei prodotti analizzati. In questo studio la maggior parte degli effetti ambientali è stata riscontrata nella fase agricola. Decisive per il confronto sono state pertanto, in primo luogo, le differenze di produzione nei settori primari elvetico ed esteri. Puntualmente tuttavia sono emerse importanti divergenze anche nei settori a valle, soprattutto per quanto concerne il fabbisogno di energia e il potenziale di gas serra. Per il formaggio e la carne bovina, ambiti in cui gli effetti ambientali della produzione agricola per unità di massa sono comparativamente elevati, i settori a valle hanno una minore incidenza, mentre sono più rilevanti nel caso delle patate.

Frumento e pane

Il frumento svizzero presenta un profilo simile a quello del frumento tedesco nella maggior parte degli effetti ambientali, ma meno favorevole rispetto a quello francese in molti effetti ambientali. In Svizzera risulta decisamente inferiore, e pertanto migliore rispetto agli altri Paesi, solo il fabbisogno idrico. Dopo la valutazione della coltivazione del frumento è stata condotta quella del pane a livello di punto vendita. Nella maggior parte dei casi nella trasformazione in pane non è cambiata la sequenza di valutazione, ma si sono ridotte le differenze percentuali tra i Paesi. Per quanto concerne il fabbisogno di energia e il potenziale di gas serra i trasporti hanno un effetto leggermente sfavorevole sul frumento importato.

Orzo da foraggio

La valutazione della coltivazione svizzera dell'orzo presenta risultati più positivi di quella del frumento. Per l'orzo proveniente dalla Svizzera emergono un minore fabbisogno idrico rispetto a quello importato e

un'ecotossicità inferiore a quella dell'orzo francese. Per gli altri effetti ambientali, tuttavia, risulta decisamente migliore la produzione francese, mentre per l'orzo dalla Germania il quadro è simile a quello svizzero. La sequenza di valutazione dei Paesi è in gran parte uguale a livello di coltivazione e di punto vendita e i trasferimenti nell'ambito del fabbisogno energetico e del potenziale di gas serra non sono, ad esempio, classificabili come marcati. La quota d'impatto ambientale dei settori a valle rispetto a quella dell'intera filiera è decisamente inferiore per l'orzo da foraggio che per il pane di frumento, considerato che la trasformazione in alimento per animale è meno dispendiosa della produzione di pane.

Patate da tavola

Per la coltivazione di patate, tra Svizzera e Germania si riscontrano differenze di valutazione evidenti solo per pochi effetti ambientali. La produzione francese è più favorevole rispetto a quella elvetica per numerosi effetti ambientali, ma tale differenza non è chiaramente marcata a livello di coltivazione. Le patate provenienti dai Paesi Bassi tendono a valori negativi a confronto con quelli di altri Paesi, soprattutto per gli effetti ambientali riferiti alle sostanze nutritive. L'elevato impatto ambientale per ettaro in questo caso è però in parte compensato da rese maggiori. A livello di punto vendita hanno una forte influenza su molti effetti ambientali i processi a valle, in particolare i trasporti. Di conseguenza, a questo livello le patate svizzere segnano un valore decisamente migliore rispetto a quelle d'importazione.

Latte e formaggio

A livello di azienda agricola la produzione lattiera svizzera è più favorevole o più o meno uguale a quella all'estero. Il fabbisogno energetico per la produzione di un chilogrammo di latte aumenta con l'incremento della produttività per vacca, segnatamente a causa di maggiori acquisti di alimenti per animali e di un impiego più massiccio di vettori energetici nell'azienda nei sistemi esteri. Al contempo, questi ultimi richiedono più terreni coltivati, ma meno superfici inerbite rispetto alla Svizzera. All'estero, inoltre, sono maggiori il disboscamento a causa dell'impiego della soia, il fabbisogno idrico e l'eutrofizzazione acquatica dovuta al fosforo.

Gli effetti ambientali calcolati per chilogrammo di formaggio hanno dato lo stesso quadro di quelli risultati per chilogrammo di latte, considerato che l'impatto sull'ambiente della produzione casearia fino al punto vendita è riconducibile soprattutto alla fase agricola. Tra i processi a valle quello con il maggiore impatto è il caseificio.

Carne bovina

La produzione svizzera di carne bovina presenta differenze con ognuno dei Paesi d'importazione. Il sistema più simile a quello elvetico è il tedesco che però, considerato il maggiore impiego di insilati di mais e foraggio concentrato, risulta più favorevole in quanto a bisogno di superfici, fabbisogno energetico e potenziale di gas serra. Il sistema tedesco presenta valori migliori anche per quanto concerne gli effetti ambientali riferiti alle sostanze nutritive, mentre i valori sono peggiori per disboscamento, indice di siccità e potenziale di ecotossicità terrestre. Il sistema francese risulta invece meno favorevole in molte categorie rispetto ai sistemi elvetico e tedesco. In questo caso sono state decisive le ipotesi utilizzate nelle simulazioni, poiché per la Francia è stato considerato un sistema di sole vacche madri nell'ambito del quale, non essendoci vendita di latte, gli effetti ambientali vengono computati esclusivamente alla produzione di carne, mentre per la Germania e la Svizzera è stato analizzato un sistema di ingrasso di bestiame grosso, laddove la maggior parte degli effetti ambientali delle vacche da latte viene attribuita alla produzione lattiera e non a quella di carne bovina. Molto in risalto, rispetto agli altri, il sistema di produzione di carne bovina brasiliano, molto estensivo: per quasi tutti gli effetti ambientali esso è decisamente più favorevole o decisamente meno favorevole rispetto al sistema svizzero.

L'influenza della macellazione e dei trasporti varia a seconda dell'effetto ambientale ma, in generale, su tutta la filiera il fattore maggiormente scatenante degli effetti ambientali è la produzione agricola. I processi a valle influiscono soprattutto sul fabbisogno energetico e sulla tossicità; al loro interno la maggior parte di tali effetti è riconducibile ai trasporti, in particolare a quelli aerei.

Discussione e conclusioni

A influenzare gli effetti ambientali della produzione agricola sono, in particolare, i seguenti aspetti:

- condizioni locali, come il livello delle precipitazioni in base al quale cambia il fabbisogno idrico,
- resa delle superfici,
- utilizzo di determinati pesticidi,
- sistemi di produzione predominanti (vale soprattutto per cereali, carne bovina e latte),
- strutture aziendali e grado di meccanizzazione,
- condizioni quadro di politica agricola quali le prescrizioni concernenti la PER,
- differenza di mix energetico nei Paesi di provenienza,
- prezzi dei prodotti e input che comportano, ad esempio, una differenza tra i Paesi per quanto concerne l'impiego di foraggio concentrato.

Anche per i fattori ambientali dei settori a valle emergono alcuni elementi principali:

- le distanze favoriscono sistematicamente la produzione indigena, già che il trasporto aereo è particolarmente sfavorevole;
- la rilevanza della trasformazione dei prodotti è proporzionale al suo grado. Essa gioca un ruolo nel confronto tra Paesi principalmente se ha luogo direttamente nel Paese di provenienza.

Globalmente, gli effetti ambientali dei prodotti analizzati sono in prevalenza riconducibili alla fase agricola, tuttavia in misura differente. Un vantaggio sistematico dei prodotti elvetici dal profilo ambientale, a livello sia di azienda agricola sia di punto vendita, si registra per il fabbisogno idrico e per il disboscamento delle foreste o delle foreste tropicali degne di protezione. A causa delle minori rese, per i prodotti svizzeri risulta invece generalmente più elevato, nella maggior parte dei casi, il bisogno di superfici.

A livello di azienda agricola il latte elvetico è l'unico dei prodotti analizzati a risultare quasi esclusivamente più favorevole o sullo stesso piano rispetto al latte d'importazione, segnatamente per via delle condizioni locali propizie (buona crescita dell'erba) e del basso impiego di foraggio concentrato. La valutazione del formaggio riporta gli stessi risultati di quella del latte, ovvero effetti ambientali del formaggio svizzero uguali o minori di quelli del formaggio importato. Per le patate i vantaggi ambientali di quelle indigene a livello di punto vendita sono evidenti e riconducibili alle distanze. In questo ambito hanno un'influenza decisiva i settori a valle.

I risultati portano a concludere che in agricoltura è importante produrre in maniera rispettosa delle condizioni locali (potenziale di resa a seconda del suolo e del clima). La superficie inerbita della Svizzera è caratterizzata da qualità e valore. La sua valorizzazione mediante la produzione animale e il conseguente minore fabbisogno di foraggio concentrato nella produzione lattiera presentano vantaggi che possono essere messi in risalto. Nella regione di montagna la superficie inerbita rappresenta la forma più idonea di gestione agricola. Dai risultati emerge inoltre che l'osservanza delle prescrizioni della PER nella produzione svizzera non basta, da sola, a garantire un profilo ambientale decisamente migliore rispetto agli altri Paesi, considerato che interagiscono anche altri fattori come la meccanizzazione, la scelta dei principi attivi dei pesticidi e la resa delle superfici. L'obiettivo della "leadership qualitativa mediante una produzione di derrate alimentari sicure sostenibile e rispettosa dell'ambiente e degli animali" per i prodotti analizzati dal profilo ambientale è raggiunto in maniera evidente, a livello di azienda agricola, solo per il latte. Le divergenze tra i sistemi analizzati in Svizzera indicano che potrebbe essere opportuno differenziare le prescrizioni politiche per la produzione agricola in base alla regione, al tipo di azienda o al potenziale di resa del luogo. Di conseguenza, è necessario impegnarsi per un'intensificazione ecologica. Le misure esistenti concernenti le forze motrici (driving force), quali il bilancio delle sostanze nutritive o l'impiego di pesticidi, dovrebbero essere esaminate o integrate mediante obiettivi quantitativi d'impatto quali l'emissione dei gas serra o di azoto e fosforo e attraverso un controllo sistematico dell'efficacia. Nei settori a valle è opportuno, in particolare, ridurre il carico ambientale diminuendo i trasporti ed evitando il traffico aereo.

Affinché la leadership qualitativa possa essere attuata nel settore "ambiente e sostenibilità", i sistemi di produzione devono essere sviluppati e ottimizzati in maniera coerente dal profilo della sostenibilità. A tale scopo sono necessarie solide basi scientifiche. In diversi settori specialistici è disponibile un enorme know-

how, che andrebbe combinato con un sistema globale che può essere ulteriormente ottimizzato nell'ottica di migliorare la sostenibilità. Simili sforzi sono necessari per mantenere o potenziare la posizione dei prodotti agricoli elvetici rispetto a quelli esteri.

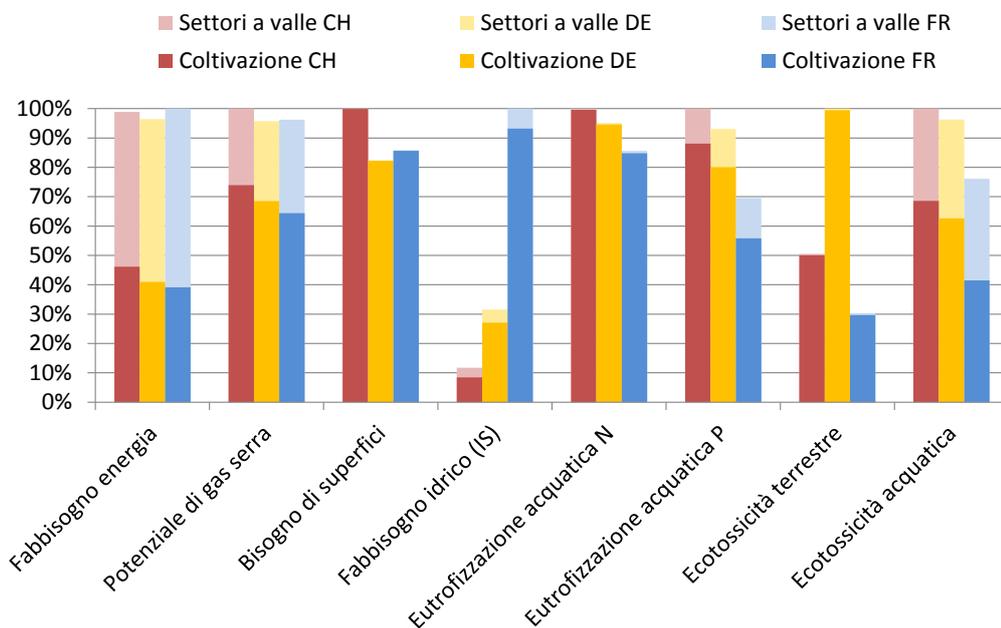


Grafico 1: Effetti ambientali scelti di 1 kg di pane di frumento svizzero (CH), tedesco (DE) e francese (FR), dal punto vendita in Svizzera. IS: indice di siccità.

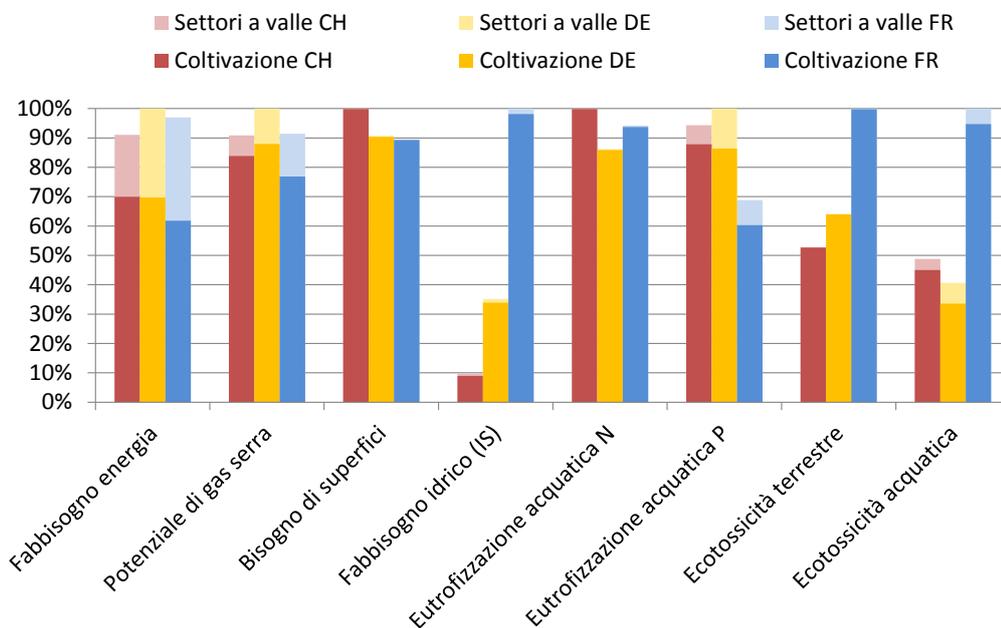


Grafico 2: Effetti ambientali scelti di 1 kg di orzo da foraggio proveniente da Svizzera (CH), Germania (DE) e Francia (FR), dal punto vendita in Svizzera. IS: indice di siccità.

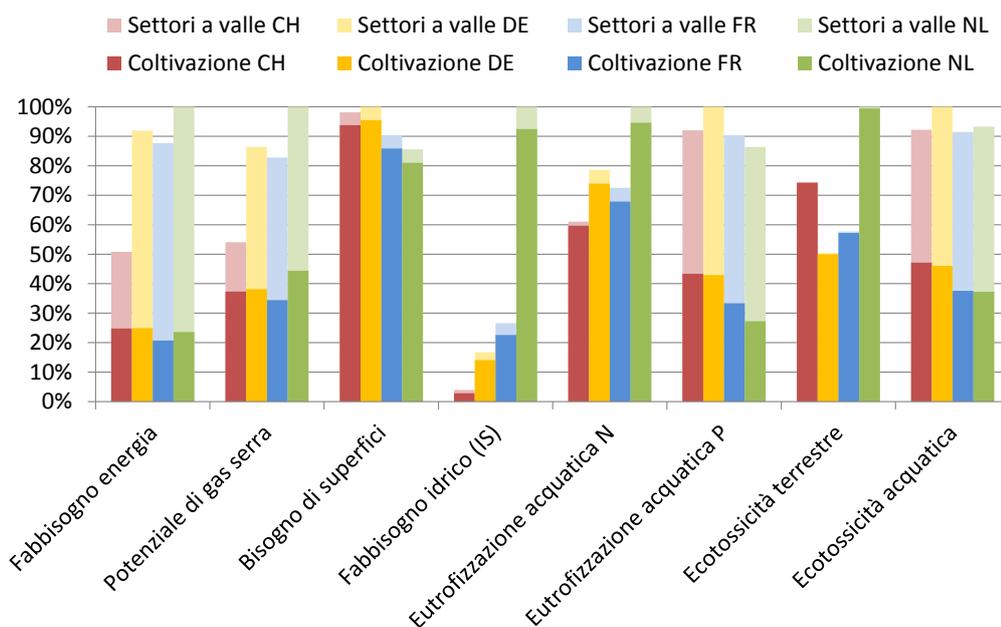


Grafico 3: Effetti ambientali scelti di 1 kg di patate da tavola proveniente da Svizzera (CH), Germania (DE), Francia (FR) e Paesi Bassi (NL), dal punto vendita in Svizzera. IS: indice di siccità.

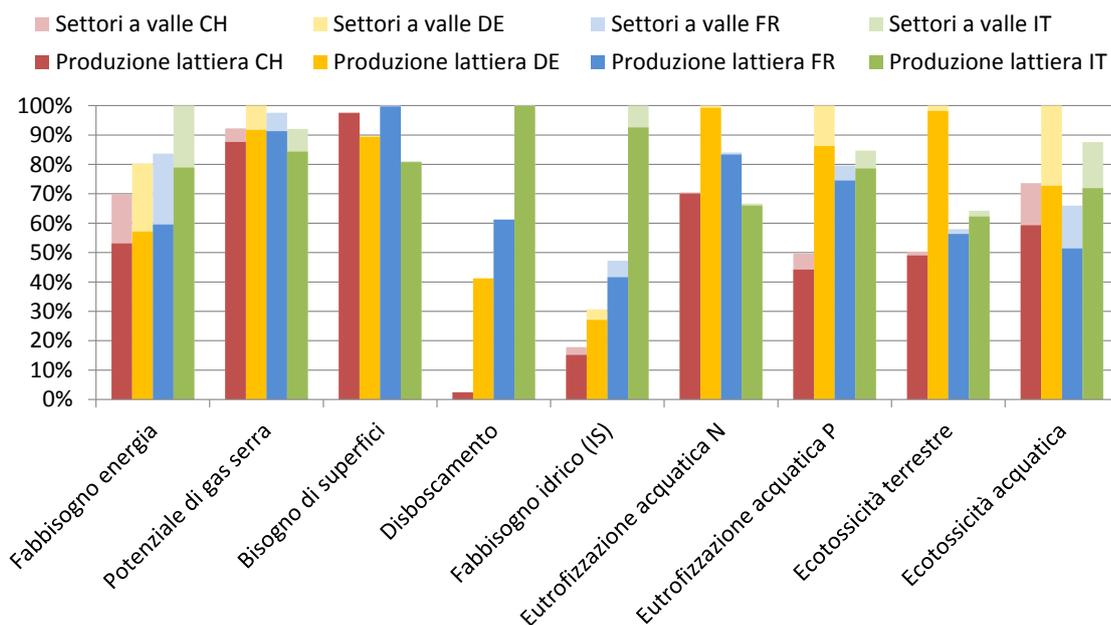


Grafico 4: Effetti ambientali scelti di 1 kg di formaggio proveniente da Svizzera (CH), Germania (DE), Francia (FR) e Italia (IT), dal punto vendita in Svizzera. IS: indice di siccità.

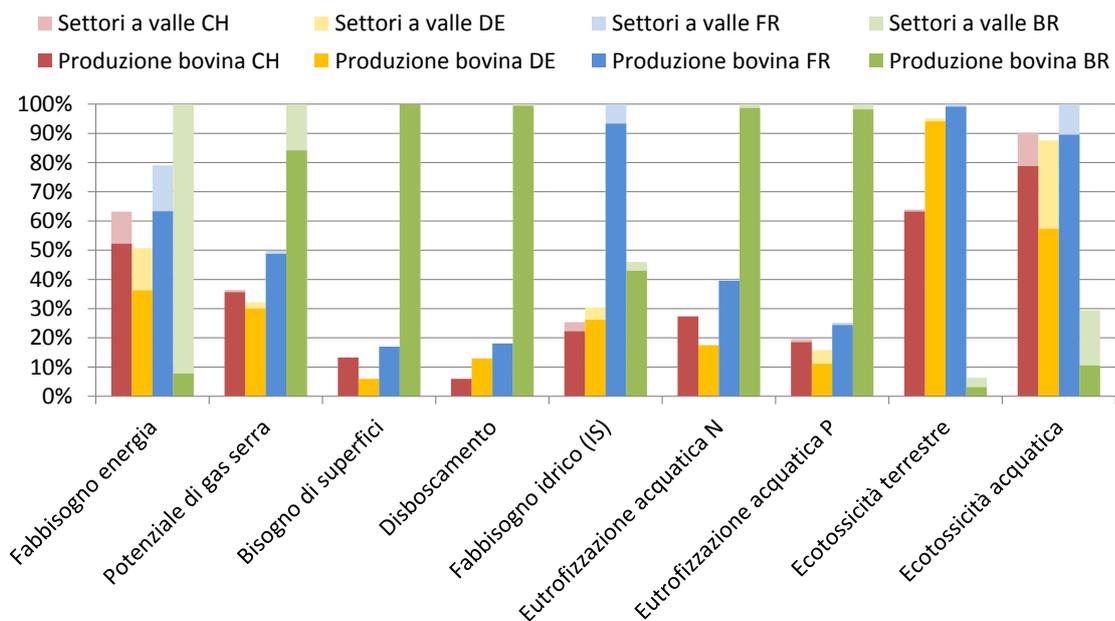


Grafico 5: Effetti ambientali scelti di 1 kg di carne bovina proveniente da Svizzera (CH), Germania (DE), Francia (FR) e Brasile (BR), dal punto vendita in Svizzera. IS: indice di siccità.

Abkürzungen

BAFU	Bundesamt für Umwelt
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BR	Brasilien
CH	Schweiz
DBK	Deckungsbeitragskatalog
DE	Deutschland
EU	(EU-25/EU-27) Europäische Union (Mitgliedsländer bis 2006/bis Juni 2013)
FAO	Food and Agricultural Organisation of the United Nations
FR	Frankreich
GVE	Grossvieheinheiten
GVM	Grossviehmast
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IT	Italien
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MK	Mutterkuh
NEL	Netto-Energie Laktation
NL	Niederlande
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SBV	Schweizerischer Bauernverband
Seco	Staatssekretariat für Wirtschaft
TS	Trockensubstanz
WSI	Wasserstress-Index
WTO	World Trade Organisation
ZA-AUI	Zentrale Auswertung der Agrar-Umwelt-Indikatoren
ZA-BH	Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten

Danksagung

Die Autoren möchten sich bei allen bedanken, die dieses Projekt mit ihrem Fachwissen, mit Daten, und auch finanziell unterstützt haben. Im Besonderen gilt unser Dank:

Dem Bundesamt für Landwirtschaft für die fachliche und finanzielle Unterstützung, insbesondere den Mitgliedern der Projektoberleitung, Dominique Kohli und Jaques Chavaz, und den Mitgliedern des Projektteams, Ruth Badertscher, Tim Kränzlein, Jean-Marc Chappuis, Lukas Barth, Monika Meister und Arnaud de Loriol.

Michael Winzeler von Agroscope danken wir ebenfalls für die Unterstützung in der Projektoberleitung.

Den ehemaligen Kollegen und Kolleginnen der Forschungsgruppe Ökobilanzen, die zeitweise im Projektteam mitgearbeitet haben: Frank Hayer, Florian Grandl und Johanna Mieleitner.

Dem Projektteam von AGRIBALYSE, insbesondere Peter Koch, Armelle Gac und Thibault Salou, für die Bereitstellung der Daten für die französischen Inventare. Dem strategischen Komitee von AGRIBALYSE für die Einwilligung, die Daten bereits vor der Veröffentlichung für die Berechnungen zu nutzen.

Den Mitgliedern der Begleitgruppe und den Ansprechpartnern aus der Expertenkonsultation (die Namen sind im Anhang, Kapitel 9.1 aufgeführt) für die angeregten Diskussionen und die Korrektur unserer Daten und Annahmen.

Weiteren Personen und Institutionen, die uns freundlicherweise Daten zur Verfügung gestellt haben:

- Dierk Schmid (Agroscope): Daten zu Erträgen im Pflanzenbau Schweiz aus den ZA-Buchhaltungsdaten
- Simon Spycher (Agroscope): Daten zum Pestizideinsatz in der Schweiz aus den ZA-AUI-Erhebungen
- Joanneke Spruijt (Universität Wageningen, Niederlande): Produktionsdaten für den Kartoffelanbau in den Niederlanden
- Jörn Strassemeyer (Julius-Kühn-Institut, Deutschland): Daten zum Pestizideinsatz in Deutschland
- CBS Infoservice (Niederlande): Daten zum Pestizideinsatz in den Niederlanden
- Fenaco: Inputdaten für die Transporte und Verarbeitung von Brot- und Futtergetreide in der Schweiz
- Swisscofel: Informationen zu Transporten und Lagerung von Kartoffeln in der Schweiz
- Pierre-Alain Dufey und Fredy Schori (Agroscope), Michael Sutter und Beat Reidy (HAFL): Informationen zur schweizerischen Milch- und Käseproduktion
- Valentina Fantin (ENEA, Italien) und Giacomo Pirlo (C.R.A., Italien): Informationen zur Milch- und Käseproduktion in Italien

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Die Globalisierung der Wirtschaft ist in den letzten Jahrzehnten stark fortgeschritten und macht auch vor der Nahrungsmittelversorgung nicht halt. So ist beispielsweise der Wert der weltweiten Nahrungsmittelimporte zwischen 1961 und 2010 auf das 110-fache angestiegen (FAO, 2013). Die Schweiz ist relativ stark auf Importe von Nahrungsmitteln angewiesen. Der Selbstversorgungsgrad der Schweizer Bevölkerung mit Nahrungsmitteln im Jahre 2011 betrug 63.5 % brutto (ohne Berücksichtigung der importierten Futtermittel) bzw. 56.4 % netto (nach deren Abzug). Dabei war der Selbstversorgungsgrad bei tierischen Nahrungsmitteln mit 100.4 % doppelt so hoch wie bei den pflanzlichen mit 47.5 % (BLW, 2013).

Im Bestreben, die Konkurrenzfähigkeit der Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft gegenüber dem Ausland in Zukunft sicherzustellen, unterstützt der Bund im Rahmen einer Qualitätsstrategie die Branche, damit diese das Ziel, sich in Bezug auf die Qualität, die ökologischen Aspekte und das Tierwohl von der Produktion anderer Länder abzuheben, erreichen kann (BLW, 2009b). Darin ist die „Qualitätsführerschaft durch nachhaltige, umwelt- und tiergerechte Produktion von sicheren Lebensmitteln“ ein explizites Ziel.

Gemäss dem Strategiepapier „Land- und Ernährungswirtschaft 2025“ des BLW (BLW, 2010) soll die Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft „mit einer ökonomisch erfolgreichen, ökologisch optimalen und sozial verantwortungsbewussten Nahrungsmittelproduktion die Bedürfnisse der Konsumentinnen und Konsumenten und die Erwartungen der Bevölkerung“ erfüllen.

Im heutigen dynamischen Umfeld bezüglich des Handels mit Agrarprodukten (Verhandlungen über Freihandel auf bilateraler Ebene sowie innerhalb der WTO) gewinnt die ökologische Konkurrenzfähigkeit der Schweizer Landwirtschaft zunehmend an Bedeutung. Datengrundlagen, welche einen systematischen und wissenschaftlich fundierten Vergleich der Umweltwirkungen von Nahrungsmitteln aus unterschiedlichen Herkunftsländern erlauben, fehlen jedoch weitgehend.

Vor diesem Hintergrund hat das BLW im Juni 2010 den Auftrag an Agroscope erteilt, einen Vergleich der Umweltwirkungen der Produktion ausgewählter Produkte aus der Schweiz und aus wichtigen Herkunftsländern für Importe durchzuführen. Das Projekt „Ökologische Bewertung ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import“ (Kürzel „ÖB-CHInt“) wurde 2011 zu diesem Zweck lanciert, dessen Ergebnisse im vorliegenden Bericht dokumentiert werden.

1.2 Internationale Vergleiche von Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produkte

Verschiedene Studien befassten sich schon mit den Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produkte im internationalen Vergleich.

Baur & Nitsch (2013) verglichen die Umwelt- und Tierschutzvorschriften in der Schweiz mit jenen von Österreich, Deutschland, den Niederlanden und Frankreich. Dabei zeigte sich, dass die Anforderungen an den Tierschutz generell in der Schweiz strenger sind als in den anderen Ländern. Bei den Umweltvorschriften konnten die Autoren jedoch nicht belegen, dass diese in der Schweiz im Vergleich zu Deutschland, Frankreich oder Österreich strenger sind.

Jungbluth *et al.* (2011) schätzten die Umweltwirkungen der Schweizer Wirtschaft und des Schweizer Konsums mittels Kombination einer Input-Output-Analyse mit einer Ökobilanz ab. Der Bereich Ernährung hatte mit 30 % den grössten Anteil an den gesamten Umweltwirkungen (ausgedrückt in Umweltbelastungspunkten). Dabei entstehen über die Hälfte der Umweltbelastungen der Ernährung durch die Importe. Interessant dabei ist, dass der Beitrag des Bereichs Ernährung zum Energiebedarf des gesamten Konsums nur rund 12 %, der Beitrag zum Klimawandel nur 16 % betrug. Dies bedeutet, dass durch die Betrachtung der Energie oder der Treibhausgase allein die gesamten Umweltwirkungen deutlich unterschätzt werden, und daher andere Umweltwirkungen wie z.B. Eutrophierung oder Ökotoxizität einbezogen werden müssen. Die Studie erlaubt aber keine Vergleiche von inländisch erzeugten mit importierten Nahrungsmitteln.

Gerber *et al.* (2010) schätzten die weltweiten Treibhausgasemissionen aus der Milchviehhaltung ab und stellten grosse Unterschiede zwischen verschiedenen Regionen fest. Direkte Ländervergleiche lassen sich anhand dieser Studie allerdings nicht ziehen.

Weiss & Leip (2012) analysierten die Treibhausgasemissionen aus der Tierproduktion der EU-27. Kuhmilch und Rindfleisch hatten mit je 29 % den grössten Anteil an den Treibhausgasemissionen der Tierproduktion, gefolgt von Schweinefleisch mit 25 %. Bei Rindfleisch schnitt die Produktion in Deutschland günstiger ab als in Frankreich. Bei der Milch lagen die deutsche und französische Produktion auf ähnlichem Niveau, die italienische war etwas tiefer. Da jedoch die Schweiz in dieser Studie nicht berücksichtigt wurde, sind direkte Vergleiche nicht möglich.

Kränzlein *et al.* (2007) untersuchten den Energiebedarf der Schweizer Produktion im Vergleich zur EU-25. Dabei lag im Pflanzenbau der Energiebedarf über dem EU-Durchschnitt, in der Milchproduktion und der Bullenmast lag er darunter. Die günstigeren Ergebnisse bei der Milch- und Rindfleischproduktion wurden hauptsächlich auf den geringeren Kraffuttereinsatz in der Schweiz zurückgeführt. Die Aussagen sind allerdings auf den Energiebedarf beschränkt.

Für Rind-, Schweine und Geflügelfleisch wurde in einer Studie von Alig *et al.* (2012) die Schweizer Produktion (jeweils unterschieden nach ÖLN, ÖLN mit tierfreundlicher Haltung und Bio) mit je zwei Importherkünften verglichen. Dabei zeigten sich keine systematischen Vor- oder Nachteile der inländischen Produktion. Je nach Tierart, Herkunft und Umweltwirkungen fiel der Vergleich unterschiedlich aus. Die landwirtschaftliche Produktion dominierte die Umweltwirkungen weitgehend; die Transporte fielen – mit Ausnahme der Flugtransporte für brasilianisches Rindfleisch – kaum ins Gewicht.

Die Umweltwirkungen des Anbaus von 27 Kulturen in verschiedenen Ländern wurde mit dem Extrapolations-Modell MEXALCA untersucht (Nemecek *et al.*, 2011c; Nemecek *et al.*, 2012). Dabei wurden die Umweltwirkungen ausgehend von internationalen Statistiken (hauptsächlich von der FAO) und Ökobilanzen für repräsentative Produktionen mittels Modellen abgeschätzt. Die Pflanzenbau-Erträge in Westeuropa gehören zu den höchsten der Welt (80-90 % höher als der Weltdurchschnitt für Weizen, Gerste und Kartoffeln), die Treibhausgasemissionen dieser Kulturen pro Produkteinheit waren in Westeuropa hingegen nahe beim Weltdurchschnitt. Aufgrund den mit der Extrapolation verbundenen Unsicherheiten sind jedoch zuverlässige Ländervergleiche nicht möglich.

Die Datenbank ecoinvent V3.0 enthält einige Ökoinventare für pflanzliche Produkte (ecoinvent Centre, 2013). Die Vergleichbarkeit zwischen den Ländern ist jedoch eingeschränkt, da diese Inventare in verschiedenen Studien beruhend auf unterschiedlichen Quellen erstellt wurden. Zudem ist nur für wenige Produkte ein länderübergreifender Vergleich überhaupt möglich. Die neue Version 3.0 der Datenbank enthält mehr Inventare für den Pflanzenbau; diese zusätzlichen Inventare wurden jedoch für jeweils nur ein Land erhoben, sodass keine Ländervergleiche möglich sind.

Diese Übersicht zeigt, dass aufgrund der verfügbaren Quellen ein systematischer Vergleich der Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produkte aus der Schweiz mit Importen – mit der Ausnahme von Fleisch – derzeit nicht möglich ist.

1.3 Ziele und Zielgruppen der Studie

Die Frage des ökologischen Vergleichs zwischen der Produktion in der Schweiz und im Ausland stellt sich in zweifacher Hinsicht:

1. Einerseits interessieren die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz im Vergleich zum Ausland. Spezifische Standortbedingungen in der Schweiz (z.B. Bergregionen, klimatische Unterschiede), landwirtschaftliche Strukturen sowie Massnahmen der Agrarpolitik können Vor- oder Nachteile für die landwirtschaftliche Produktion aus Umweltsicht bringen. Der Bund könnte die Rahmenbedingungen so beeinflussen, dass Produktionssysteme bzw. besondere Produktionsverfahren, welche ökologisch gut abschneiden, in der Schweiz besonders gefördert werden. Somit besteht Bedarf für einen ökologischen Vergleich der Agrarproduktion einzelner Produkte in unterschiedlichen Ländern. Der Fokus der vorliegenden Studie liegt auf einer Analyse der Stärken und Schwächen (Untersuchung von Ökopprofilen) bis zur Systemgrenze Hofator.

2. Andererseits stellt sich konkret die Frage, für welche Umweltaspekte inländische Produkte den Importen vorzuziehen sind, bzw. bei welchen Aspekten ihrerseits Importprodukte Umweltvorteile besitzen. Die zweite Frage hat eine hohe gesellschaftliche Relevanz, denn sie betrifft z.B. die Einkaufsstrategien von Grossverteilern und das Konsumentenverhalten. Es wird eine exemplarische Abschätzung der Umweltwirkungen durchgeführt, die durch den Erwerb von Schweizer oder ausländischen Produkten zwecks Weiterverarbeitung oder Konsum verursacht werden (Vergleichsökobilanz bis zur Systemgrenze Verkaufsstelle bzw. Mühle).

Die erste Frage erfordert eine Ökobilanzanalyse auf Stufe Hoftor. Die Produkte aus verschiedenen Ländern sind dabei nicht direkt substituierbar, da sie an unterschiedlichen Orten anfallen und weitere Prozesse wie Transporte und Lagerung nicht berücksichtigt sind. Bei der zweiten Frage erfolgt die Analyse auf Stufe des Abnehmers an der Verkaufsstelle (Konsumenten im Laden bzw. Landwirte bei der Futtermühle). Diese Produkte sind direkt substituierbar, denn der Abnehmer hat die Möglichkeit – die entsprechende Verfügbarkeit vorausgesetzt – entweder das inländische Produkt oder das Importprodukt zu verwenden.

Im Projekt werden demzufolge die folgenden Fragen untersucht:

Ist es ökologischer,

1. landwirtschaftliche Erzeugnisse in der Schweiz oder im Ausland zu produzieren (Stufe Hoftor)?
2. landwirtschaftliche Erzeugnisse aus Schweizer oder ausländischer Produktion zu erwerben (Stufe Abnehmer/Konsument)?

Diese Fragen werden für verschiedene Produktgruppen und verschiedene Umweltwirkungen differenziert geprüft. Die optimale Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz und mögliche Änderungen dieser Nutzung sind Fragestellungen, welche ausserhalb dieses Projektrahmens liegen. Ebenso sind die Auswirkungen von stark geänderten Warenströmen nicht berücksichtigt. Die Studie beschränkt sich auf die untersuchten Umweltwirkungen; soziale und ökonomische Aspekte werden nicht analysiert und eine Beurteilung der gesamten Nachhaltigkeit wird nicht vorgenommen.

Für folgende Zielgruppen sind die Ergebnisse von direktem Interesse:

- Bundesbehörden und politische Entscheidungsträger
- Wissenschaft
- Produzenten-Organisationen
- Handel
- Grossverteiler
- Nichtregierungsorganisationen in den Bereichen Umwelt und Konsum.

1.4 Gliederung des Berichtes

Nach der allgemeinen Einführung in Kapitel 1 wird in Kapitel 2 die Vorgehensweise im Projekt beschrieben. Dabei werden die untersuchten Systeme, die Methodik der Ökobilanzierung und der Auswertung sowie weitere Informationen, die für alle untersuchten Systeme zutreffen, dargestellt.

In den folgenden Kapiteln werden die verschiedenen Systeme getrennt behandelt: pflanzliche Produkte (Kapitel 3), Milch- und Käseproduktion (Kapitel 4) sowie Rindfleischproduktion (Kapitel 5). Dort finden sich jeweils spezifische Angaben zu Datengrundlagen und Annahmen für die Modellierung. Ebenso werden die Ergebnisse für die jeweiligen Produkte dargestellt und diskutiert.

In Kapitel 6 werden die Ergebnisse der verschiedenen Produkte gemeinsam diskutiert und in Kapitel 7 werden die Schlussfolgerungen für alle Produkte gezogen.

1.5 Revision Mai 2015

Die Ergebnisse für Rindfleisch an der Verkaufsstelle wurden revidiert. Betroffen sind die Tabellen 60 und 61 sowie die Abbildungen 5, 60, 62 und 63. Die Aussagen in den Schlussfolgerungen bleiben unverändert.

2 Vorgehensweise

2.1 Untersuchte Systeme

Eine systematische Untersuchung des gesamten Nahrungsmittelangebots der Schweiz war im Rahmen dieser Studie nicht möglich, da die verfügbaren statistischen Informationen (FAO, EUROSTAT, nationale Behörden, etc.) keinen genügend aussagekräftigen Vergleich zwischen den Produktionen der verschiedenen Länder erlauben. Die Unterschiede in den Produktionsweisen desselben Produkts in verschiedenen Ländern sind oft nicht so gross, dass sie sich aufgrund weniger, einfacher Kennzahlen zuverlässig abschätzen liessen. Um allfällige Unterschiede herauszuarbeiten, ist für jedes Produkt eine detaillierte und systematische Analyse notwendig. Unter Berücksichtigung der Kriterien Importmenge und Umweltrelevanz der Produkte wurde eine Auswahl an Produkten und Ländern für eine genaue Untersuchung getroffen. Um mit den beschränkten Ressourcen einen möglichst grossen Bandbreite an Produkten abzudecken, wurden folgende Produkte zur Untersuchung im Projekt ÖB-CHInt ausgewählt:

- Brotweizen, aufgrund seiner mengenmässigen Bedeutung als Grundnahrungsmittel
- Futtergerste, als mengenmässig wichtiges Futtermittel
- Speisekartoffeln, als mengenmässig wichtiges pflanzliches Grundnahrungsmittel
- Milch (Stufe Hoftor) und Käse (Stufe Verkaufsstelle), aufgrund der zentralen Bedeutung für die Schweizer Landwirtschaft und wegen der vergleichsweise hohen Umweltwirkungen der tierischen Produkte (de Vries & de Boer, 2010). Käse wurde zudem ausgewählt, weil es das wichtigste Milchprodukt bezüglich Ein- und Ausfuhr ist.
- Rindfleisch, als Produkt mit relativ hohen Umweltwirkungen pro Produkteinheit (Alig *et al.*, 2012).

Die Auswahl umfasst somit sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrungs- und Futtermittel. Die Produkte sind teilweise sehr gut lagerfähig (Brotweizen, Futtergerste), teilweise aber rasch verderblich (Brot, Milch). Vier Produkte müssen kühl gelagert werden (Speisekartoffeln, Milch, Käse, Rindfleisch), was die Umweltwirkungen beeinflusst. Somit lässt die Studie auch mit dieser begrenzten Auswahl untersuchter Produkte ein gewisse Verallgemeinerung zu. Bei der Rinderhaltung sind aufgrund der unterschiedlichen Fütterung (stärkerer Graslandbezug bei gleichzeitig geringerem Krafftuttereinsatz im Vergleich zu typischen Produktionen im Ausland) grössere Unterschiede zu erwarten sind als beispielsweise bei Produkten aus der Schweine- oder Geflügelhaltung (Alig *et al.*, 2012). Demzufolge wurde Milch und Rindfleisch gewählt. Tabelle 1 gibt Auskunft über Inlandproduktion, Ausfuhr, Einfuhr und Verbrauch der untersuchten Produkte. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ausgeführte verarbeitete Produkte teilweise aus importierten landwirtschaftlichen Rohstoffen hergestellt wurden (Re-Export). Weichweizen wird vorwiegend zu Brot verarbeitet. Gerste dient fast ausschliesslich zu Futterzwecken und Kartoffeln hauptsächlich zu Speisezwecken.

Tabelle 1: Produktion und Handelsbilanz für die untersuchten Produkte im Jahr 2010.

Quelle: SBV (2011).

Produkt	In Tonnen				In % des Verbrauchs		
	Inland- produktion	Ausfuhr	Einfuhr	Ver- brauch	Inland- produktion	Ausfuhr	Einfuhr
Weichweizen*	302'367	53'803	133'249	388'285	78 %	14 %	34 %
Gerste	174'113	5'346	71'357	240'124	73 %	2 %	30 %
Kartoffeln	336'651	19'685	55'642	375'400	90 %	5 %	15 %
Rindfleisch	71'979	4'225	17'647	85'401	84 %	5 %	21 %
<i>Fettkäse (Vollfett)</i>	<i>148'746</i>	<i>54'345</i>	<i>37'129</i>	<i>131'987</i>	<i>113 %</i>	<i>41 %</i>	<i>28 %</i>
<i>Magerkäse (Mager bis 1/2 Fett)</i>	<i>22'335</i>	<i>1'132</i>	<i>6'501</i>	<i>27'713</i>	<i>81 %</i>	<i>4 %</i>	<i>23 %</i>
<i>Schmelzkäse</i>	<i>17'200</i>	<i>8'378</i>	<i>3'260</i>	<i>12'082</i>	<i>142 %</i>	<i>69 %</i>	<i>27 %</i>
Käse Total	188'281	63'855	46'890	171'782	110 %	37 %	27 %

* auf Tonnen Mehl umgerechnet.

Bei den Herkunftsländern der Importe wurden jeweils die mengenmässig bedeutendsten für die Studie ausgewählt (Tabelle 2). Für alle Produkte wurden die beiden Nachbarländer Deutschland und Frankreich aufgrund ihrer Bedeutung für den Import landwirtschaftlicher Güter untersucht (Tabelle 3). Dazu kommen noch weitere europäische Länder (Niederlande für Speisekartoffeln und Italien für Käse). Schliesslich wird für Rindfleisch noch der Import aus Brasilien einbezogen, womit auch der Effekt langer Transportdistanzen aufgezeigt werden kann. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Importherkünfte der ausgewählten Produkte. Die Einteilung der Kategorien weicht etwas von Tabelle 1 ab. So ist zum Beispiel Futtergerste in der Kategorie „Energereiches Krafffutter“ enthalten. Aus Israel werden hauptsächlich Frühkartoffeln importiert. Sie sind aus klimatischen Gründen nicht durch Schweizer Kartoffeln ersetzbar und wurden deshalb in der vorliegenden Studie nicht untersucht. Für alle ausländischen Herkünfte wurde eine konventionelle Produktion bilanziert.

Tabelle 2: Übersicht über die Herkunftsländer der untersuchten Produkte mit verwendeten Kürzeln.

	Schweiz CH	Deutschland DE	Frankreich FR	Niederlande NL	Italien IT	Brasilien BR
Brotweizen	x	x	x			
Futtergerste	x	x	x			
Speise- kartoffeln	x	x	x	x		
Milch/Käse	x	x	x		x	
Rindfleisch	x	x	x			x

Tabelle 3: Importherkünfte für die untersuchten Produkte. Dargestellt sind jeweils die untersuchten Länder sowie weitere wichtige Herkunftsländer. Quellen: Statistik 2009-2011 aus Datenbank SwissImpex (EZV, 2011) und Listorti *et al.* (2011).

	Weichweizen	Energieresches Kraftfutter	Kartoffeln	Milchprodukte	Rindfleisch
Deutschland	36 %	38 %	18 %	18 %	17 %
Frankreich	14 %	25 %	15 %	34 %	5 %
Niederlande	6 %	5 %	15 %	2 %	2 %
Italien	13 %	6 %	4 %	31 %	11 %
Brasilien	0 %	8 %	0 %	0 %	8 %
Österreich	10 %	4 %	9 %	3 %	2 %
Vereinigtes Königreich	3 %	1 %	4 %	2 %	9 %
Irland	0 %	0 %	0 %	0 %	12 %
Israel	0 %	0 %	26 %	0 %	0 %

Für die inländische Produktion wurde jeweils ein gewichtetes Mittel der Produktion gemäss ökologischem Leistungsnachweis abgebildet (ohne Berücksichtigung der biologischen Produktion). Zur Unterstützung der Interpretation der Ergebnisse wurden noch zusätzlich Varianten der inländischen Produktion definiert. Diese dienen der Einordnung der durchschnittlichen Schweizer Produktion im Vergleich mit jener der Herkunftsländer, und wurden nur für die Analyseebene HofTOR berechnet. Nachfolgend sind die untersuchten Varianten im Einzelnen aufgeführt.

Untersuchte Varianten für die Schweiz auf Stufe HofTOR:

- Brotweizen und Futtergerste:
 - CH (gewichtetes Mittel):
 - ÖLN Nicht-Extenso
 - ÖLN Extenso
- Speisekartoffeln:
 - CH: ÖLN
- Milch:
 - CH:
 - ÖLN Talgebiet (gewichtetes Mittel aus mehreren Betriebstypen)
 - ÖLN Hügelgebiet (gewichtetes Mittel aus mehreren Betriebstypen)
 - ÖLN Berggebiet (gewichtetes Mittel aus mehreren Betriebstypen)
 - ÖLN Talgebiet grünlandbasierte Variante
 - ÖLN Talgebiet grasbasierte Variante
 - ÖLN Talgebiet weidebasierte Variante
 - ÖLN Talgebiet ackerbasierte Variante
- Rindfleisch:
 - CH:
 - Grossviehmast ÖLN (gewichtetes Mittel aus mehreren Betriebstypen)
 - Mutterkuhhaltung ÖLN (gewichtetes Mittel aus mehreren Betriebstypen)

Untersuchte Systeme auf Stufe verarbeitetem Produkt:

- Weizen: fertig gebackenes Brot an der Verkaufsstelle (Herkünfte des Brotweizens: CH, DE, FR)
- Gerste: Futtergerste ab Futtermühle in einer fertigen Futtermischung (Herkünfte: CH, DE, FR)
- Kartoffeln: Speiseware nach Lagerung an Verkaufsstelle (Herkünfte: CH, DE, FR, NL)
- Milch: Durchschnittlicher Käse an der Verkaufsstelle (Herkünfte: CH, DE, FR, IT). Es werden keine Käsesorten unterschieden.

- Rindfleisch: verkaufsfertiges Rindfleisch an Verkaufsstelle (Herkünfte: CH, DE, FR, BR). Verkaufsfertiges Fleisch ist definiert als verpacktes, für den menschlichen Verzehr bestimmtes Fleisch, bei der Anlieferung an der Verkaufsstelle (kg Nettogewicht). Hierbei wird die Qualität des Fleisches nicht berücksichtigt, es wird also nicht zwischen teuren und billigen Fleischstücken unterschieden.

2.2 Die Methode Ökobilanz

2.2.1 Grundsätze

Die Ökobilanzierung ist eine Methode der Umweltbewertung, welche für Entscheidungsträger entworfen wurde (ISO, 2006a und 2006b). Die Ökobilanz wird auch als Lebenszyklusanalyse oder Life Cycle Assessment (LCA) bezeichnet. Dies deshalb, weil ein Betrieb oder ein Produkt über seinen ganzen Lebensweg betrachtet wird, das heisst „von der Wiege bis zur Bahre“. Dabei erfasst, quantifiziert und bewertet die Ökobilanz alle Ressourcen und Emissionen, die für die Umweltwirkungen eine Rolle spielen, angefangen bei der Förderung der Rohstoffe über die Herstellung und Nutzung von Produktionsmitteln bis hin zur Entsorgung oder Wiederverwertung der Abfälle.

Die Ökobilanz beschreibt neben diesen direkten auch die indirekten Umweltwirkungen, die mit der Herstellung eines landwirtschaftlichen Produktes verbunden sind. Auch bei einer Produktion in der Schweiz entsteht ein Teil der Umweltwirkungen im Ausland durch den Import von Produktionsmitteln wie Treibstoff oder Futtermittel.

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 Produktsystems entlang des Lebenswegs quantifiziert. Dabei werden Produktionsdaten (z. B. Saatgut, Maschinen, Strom, Ernteprodukte, Milch, etc.) mit Emissionsmodellen sowie Ökoinventaren aus Datenbanken verknüpft. Daraus resultiert der Ressourcenbedarf und die Emissionen pro funktionelle Einheit.
3. Wirkungsabschätzung:
Die Ergebnisse der Sachbilanz werden zu Umweltwirkungen zusammengefasst, welche die wesentlichen ökologischen Probleme der heutigen Gesellschaft abdecken. Die Wirkungsabschätzung beurteilt die potenziellen Umweltwirkungen, welche sich aus den in der Sachbilanz ermittelten Energie- und Stoffflüsse (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.

2.2.2 Ökobilanzmethode SALCA

In dieser Studie wurde mit der Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gaillard & Nemecek, 2009) gearbeitet. SALCA ist eine integrierte Ökobilanz-Methodik für die Land- und Ernährungswirtschaft bestehend aus:

- Einer Ökoinventar-Datenbank für die Landwirtschaft
- Modellen für direkte Feld- und Hofemissionen
- Einer Auswahl von Methoden für die Wirkungsabschätzung

- Eigens entwickelten Methoden für die Wirkungsabschätzung (Biodiversität und Bodenqualität, in dieser Studie allerdings nicht eingesetzt)
- Berechnungswerkzeugen für landwirtschaftliche Systeme (Betrieb und Kultur)
- Einem Auswertungskonzept unter Berücksichtigung der Multifunktionalität der Landwirtschaft und
- Einem Kommunikationskonzept für die Ergebnisse.

Abbildung 1 illustriert das allgemeine Vorgehen.

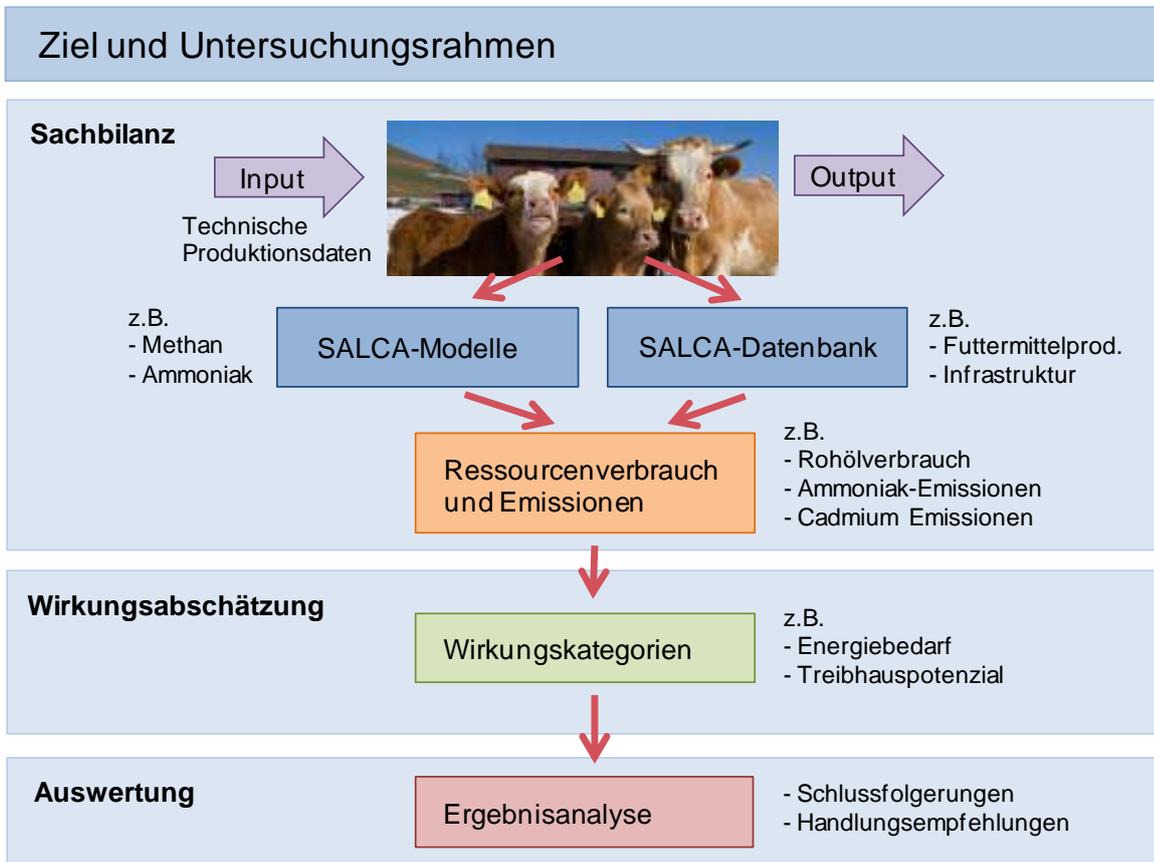


Abbildung 1: Die vier Phasen der Ökobilanzierung (Quelle: Hersener et al., 2011).

2.2.3 Art der Ökobilanzstudie

In der Ökobilanz-Literatur wird zwischen attributiven (attributional LCA) und konsequentiellen Ansätzen (consequential LCA) unterschieden (EC-JRC-IES, 2010). Eine attributive Ökobilanz hat einen beschreibenden Charakter und verfolgt das Ziel, die Produktionsprozesse und -systeme möglichst gut zu repräsentieren. Dabei stützt sich die Datenerhebung hauptsächlich auf statistische Durchschnitte. Da solche Statistiken erst mit einer gewissen Verzögerung verfügbar werden, bildet eine solche Studie die Verhältnisse der letzten Jahre ab. Im Unterschied dazu versucht eine konsequentielle Ökobilanz, die Folgen einer Entscheidung abzuschätzen. Berücksichtigt werden dabei nur jene Prozesse, welche von einer Entscheidung betroffen sind. Dies würde z.B. für die niederländische Kartoffelproduktion bedeuten, dass nur jene Betriebe und Gebiete berücksichtigt würden, welche ihre Produktion durch Flächenausdehnung oder Ertragssteigerung erhöhen könnten.

Das Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Umweltwirkungen der Produktion in der Schweiz mit Importprodukten zu vergleichen. Die Zielsetzung der Studie entspricht der Situation A „Micro-level decision support“ gemäss ILCD-Handbuch (EC-JRC-IES, 2010), in welcher eine attributive Ökobilanz durchgeführt werden sollte. Die in die Schweiz importierten Mengen sind im Vergleich zu den globalen Märkten bescheiden, so dass kein wesentlicher Einfluss dieser Importe auf die globale Produktion anzunehmen ist. Demzufolge wird ein attributiver Ansatz verwendet.

Die Struktur der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz könnte hingegen bei wesentlich geänderten Handelsströmen sensitiv reagieren (z.B. wesentliche Ausdehnung oder Verminderung der Milchproduktion im Berggebiet). Solche Effekte werden mit dieser Studie nicht abgebildet.

2.2.4 Kritische Prüfung

Die ISO-Norm 14040 (ISO, 2006a) verlangt eine kritische Prüfung, wenn vergleichende Aussagen einer Ökobilanzstudie publiziert werden, wie dies hier der Fall ist. In der Norm werden die Prüfung durch einen internen oder externen Experten (oder ein Expertengremium) oder durch interessierte Kreise vorgeschlagen. In dieser Studie erfolgte die Prüfung durch interessierte Kreise im Rahmen der Begleitgruppe sowie weitere Experten (siehe Anhang, Kapitel 9.1), welche sich auf die Produktionsdaten und die Ergebnisse beschränkte. Zudem wurden die Inventare für Frankreich, welche aus der AGRIBALYSE-Datenbank (Koch & Salou, 2013) stammen, im Rahmen des Review-Prozesses von AGRIBALYSE begutachtet.

2.3 Untersuchungsrahmen

2.3.1 Systemgrenzen

Prozessbezogene Systemgrenzen

Die Systemgrenzen für die landwirtschaftliche Produktion (Stufe Hoftor) sind in Abbildung 2 für pflanzliche und in Abbildung 3 für tierische Produkte dargestellt. Zur landwirtschaftlichen Produktion gehört die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einschliesslich der benötigten Maschinen und der Infrastruktur. Bilanziert wurden sämtliche für die Erzeugung des Produkts erforderlichen landwirtschaftlichen Tätigkeiten, wie auch die eingesetzten Produktionsmittel (z. B. Diesel, Mineraldünger, Pestizide). Bei den Kartoffeln wurde noch der Prozess des Sortierens berücksichtigt, der in der Regel auf dem Produktionsbetrieb stattfindet.

Die Abgrenzung zwischen der Pflanzen- und Tierproduktion bei der Bilanzierung des Hofdüngereinsatzes sowie der Futtermittelproduktion wurde gemäss Alig *et al.* (2012) vorgenommen (analog zur ecoinvent- und SALCA-Datenbank). So ist bei den pflanzlichen Produkten der Anfall der Hofdünger in der Tierproduktion sowie die Hofdüngerlagerung nicht berücksichtigt, wohl aber der Maschinenaufwand für die Ausbringung der Hofdünger sowie sämtliche mit der Applikation verbundenen Emissionen und Stoffflüsse (Ammoniak, Nitrat, Phosphor, Schwermetalle).

Bei den tierischen Produkten wird ein betrieblicher Bilanzansatz verfolgt. Die betrieblichen Aktivitäten werden in verschiedene Produktgruppen unterteilt; in dieser Studie wurden nur die Produktgruppen Milch und Rindermast betrachtet. Das Vorgehen ist analog zu den pflanzlichen Produkten; zusätzlich kommen noch zugeführte Futtermittel, Stroh und Tiere (Remontierung, Mast) dazu sowie die Prozesse der Futtermittelkonservierung, Tierhaltung und Hofdüngerlagerung.

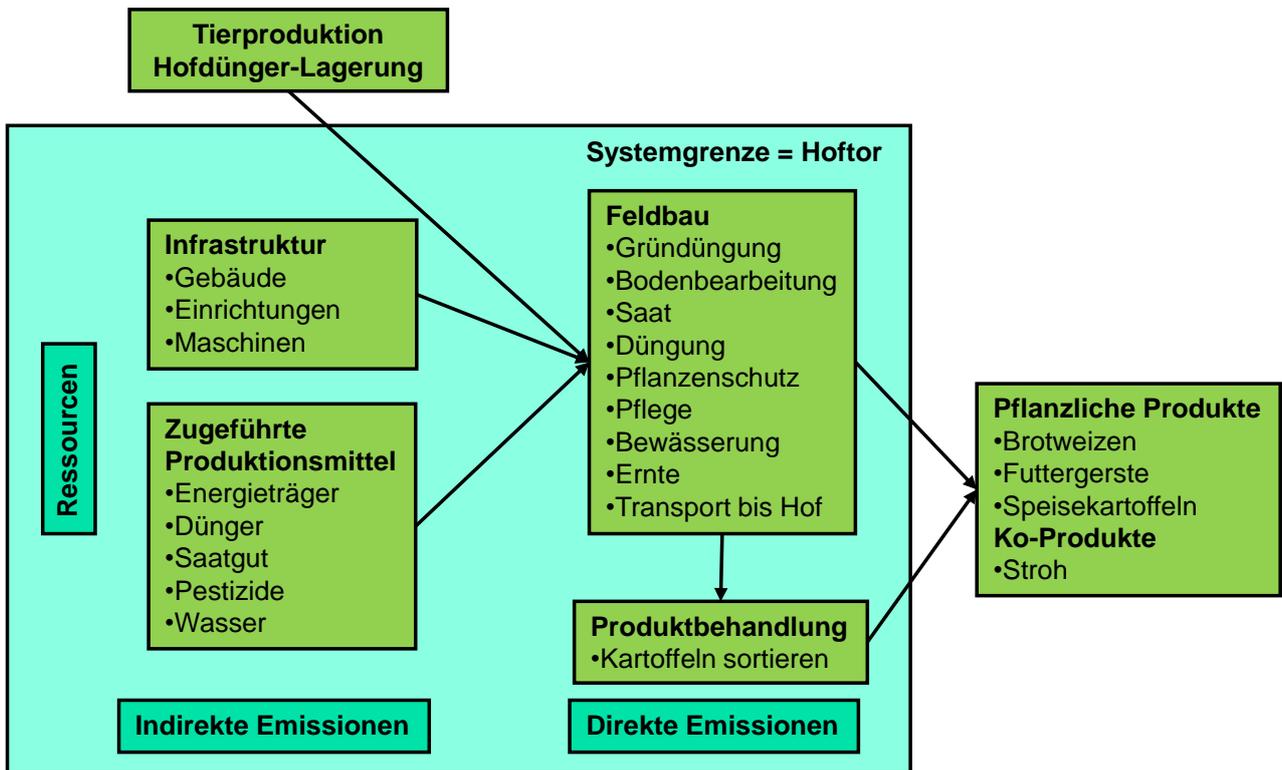


Abbildung 2: Systemgrenze für pflanzliche Produkte (Stufe Hof).

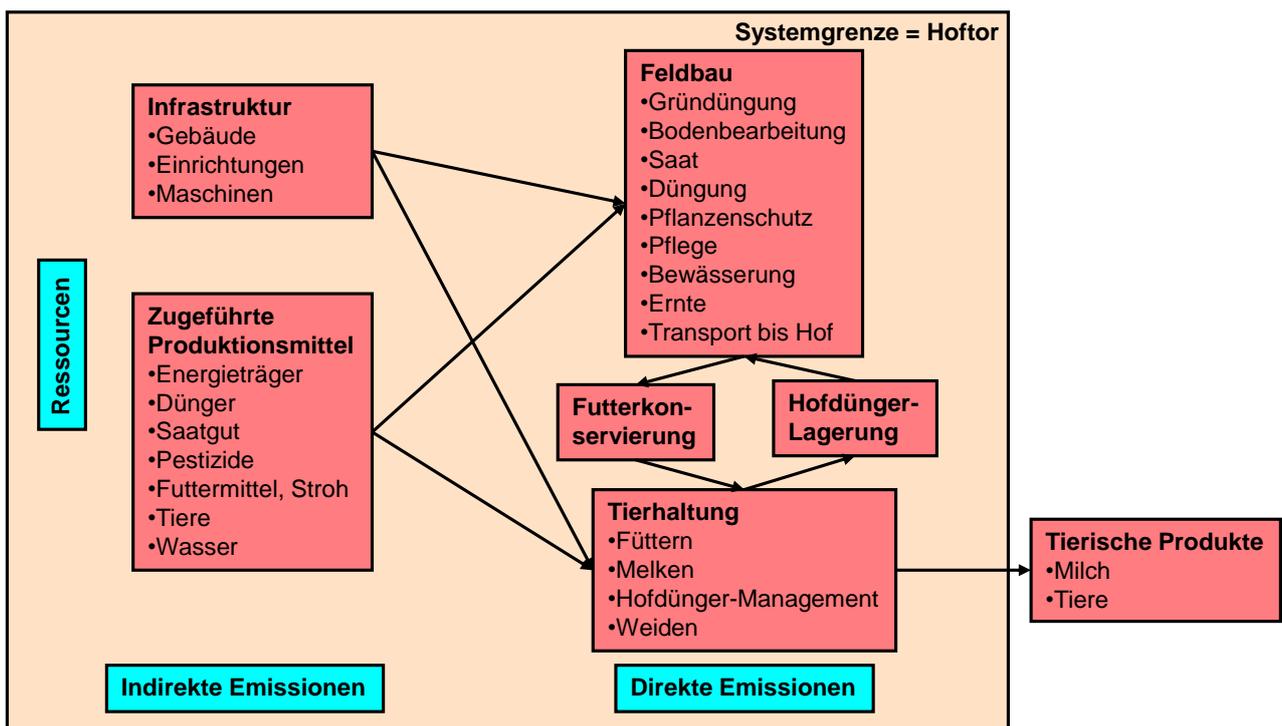


Abbildung 3: Systemgrenze der tierischen Produktion (Stufe Hof).

Die betrachteten Wertschöpfungsketten unterscheiden sich je nach Produkt (Abbildung 4). Dabei ist zu beachten, dass die verschiedenen der Landwirtschaft nachgelagerten Verarbeitungsschritte und die Lagerung teilweise im Herkunftsland und teilweise in der Schweiz stattfinden. Bei den pflanzlichen Produkten werden die Rohstoffe importiert, die Verarbeitung (Brot, Futtergerste) findet in der Schweiz statt. Demzufolge ergeben sich aus der Verarbeitung in diesen Fällen keine Unterschiede zur inländischen Produktion.

Bei der Milch findet die Verarbeitung zu Käse im Herkunftsland statt, wodurch sich Unterschiede z.B. aufgrund des unterschiedlichen Strommix ergeben können. Bei Rindfleisch findet die Schlachtung der Rinder immer im Herkunftsland statt. Importiert werden entweder einzelne Fleischstücke (z.B. Filets) oder Teile von Schlachtkörpern. Zwischen den verschiedenen Phasen fallen Transporte an, welche sich je nach Herkunftsland stark unterscheiden.

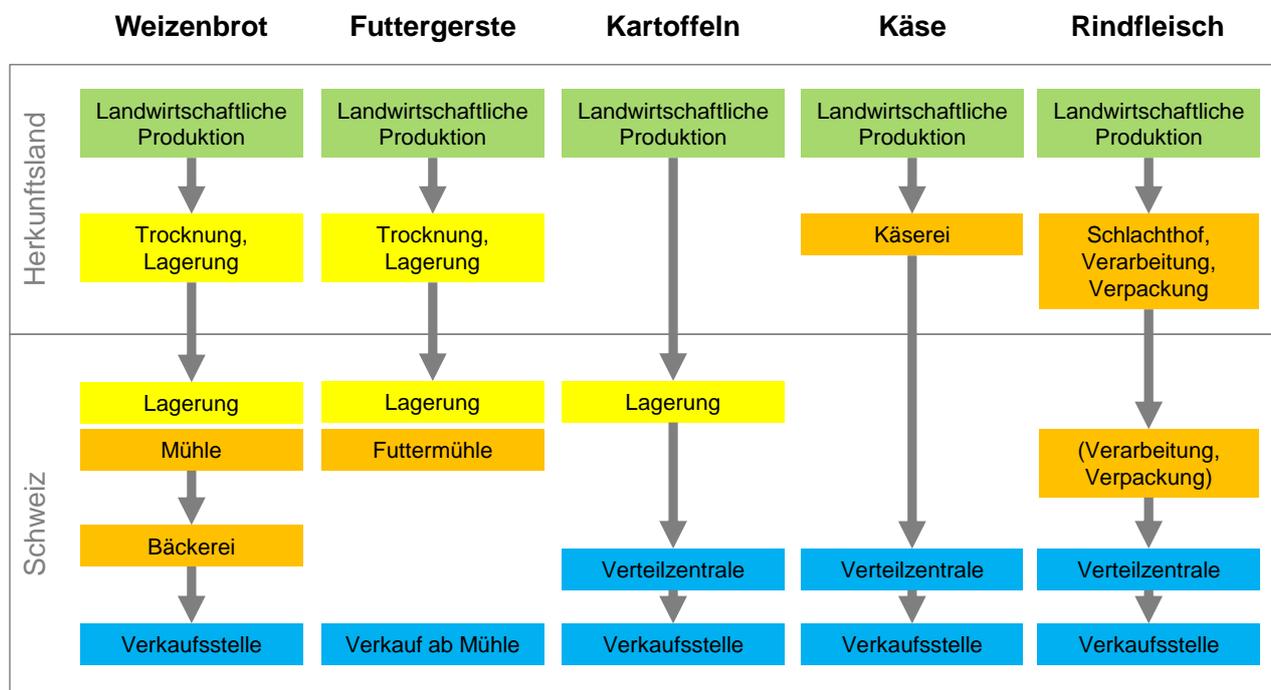


Abbildung 4: Übersicht über die untersuchten Wertschöpfungsketten.

Entsorgung und Verwertung von Abfällen liegen ebenfalls innerhalb der Systemgrenzen. Ausserhalb der Systemgrenzen hingegen liegt die Weiterverarbeitung von Nebenprodukten, das heisst wenn die Erzeugung eines neuen Produkts im Vordergrund steht, wie z. B. bei der Weiterverarbeitung von Haut zu Leder. Zwischen den verschiedenen Ko-Produkten (Korn/Stroh bzw. Milch/Kälber) wurde eine Allokation vorgenommen (siehe Kapitel 2.4.5).

Zeitliche Systemgrenzen

Bei der pflanzlichen Produktion ist die zeitliche Abgrenzung innerhalb der Fruchtfolge von Bedeutung. Der Bilanzzeitraum beginnt nach der Ernte der Vorkultur und dauert bis zur Ernte der betrachteten Kultur. Dies bedeutet, dass eine allfällige Brachezeit vor der betrachteten Kultur (inkl. der in diesem Zeitraum entstehenden Emissionen) sowie eine allenfalls angebaute Gründüngung zum betrachteten System gehören. Bei der tierischen Produktion erstreckte sich der betrachtete Zeitraum über ein Kalenderjahr (alle Inputs und Outputs des Betriebs bezogen auf die jeweilige Produktion betrachtet).

2.3.2 Funktion und funktionelle Einheit

In einer Ökobilanz muss die Funktion und die funktionelle Einheit klar definiert werden (ISO, 2006a; ISO 2006b). Die Multifunktionalität der Landwirtschaft kann durch drei Funktionen beschrieben werden (Nemecek *et al.*, 2011a):

1. Die Funktion Landbewirtschaftung, d.h. die landwirtschaftliche Nutzung einer bestimmten Fläche,
2. Die produktive Funktion, d.h. Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Energie und Rohstoffen und
3. Die finanzielle Funktion, welche die wirtschaftliche Leistung quantifiziert.

Die erste Funktion wird als Fläche mal Zeit ausgedrückt, die zweite in physischen Grössen (kg, MJ), die letztere in Währungseinheiten (Franken, Euro).

Das Ziel dieser Studie ist es, innerhalb jedes untersuchten Produkts die verschiedenen Herkünfte zu vergleichen (die Zeilen in Tabelle 2, z.B. Kartoffeln mit Käse). Ein Vergleich zwischen den Produkten ist nicht vorgesehen (die Spalten in Tabelle 2). Da die Produkte verglichen werden sollen, wird eine produktbezogene funktionelle Einheit verwendet. Es kann davon ausgegangen werden, dass für die betrachteten Produkte jeweils 1 kg dieselbe Funktion erfüllt, unabhängig von der Herkunft. Die fünf untersuchten Produkte haben sehr unterschiedliche Eigenschaften (z.B. Nährwert).

Die Funktion Landbewirtschaftung wird in dieser Studie nicht berücksichtigt, da die Nutzung der landwirtschaftlichen Fläche in der Schweiz kein Projektziel ist. Ebenso ist das Einkommen der Landwirte kein Untersuchungsgegenstand, weshalb auf die Berücksichtigung der finanziellen Funktion verzichtet wird. Die funktionelle Einheit auf Stufe Hof ist 1 kg Roh-Produkt ab Hof. Für die verarbeiteten Produkte ist es 1 kg verarbeitetes Produkt bei der Anlieferung an die Verkaufsstelle, bzw. ab Futtermühle (Futtergerste).

2.4 Sachbilanz

2.4.1 Ökoinventare allgemein

Für die Berechnung der Vorketten – z.B. die Produktion von Düngemitteln oder für den Tierzukauf – müssen die entsprechenden Ökoinventare in die Modellierung integriert werden. Diese Ökoinventare stammen aus der SALCA-Datenbank (Nemecek *et al.*, 2010), aus ecoinvent V2.2 (ecoinvent Centre, 2010) sowie aus der Datenbank AGRIBALYSE® (Koch & Salou, 2013). Tabelle 4 gibt eine Übersicht über die verwendeten Ökoinventare.

Datenkategorie	CH	Import
Maschinen: Infrastruktur	ecoinvent	ecoinvent
Maschinen: Arbeitsprozesse	ecoinvent	AGRIBALYSE
Gebäude und Einrichtungen: Infrastruktur	SALCA	SALCA
Energieträger	ecoinvent	ecoinvent
Mineraldünger	ecoinvent	ecoinvent
Pestizide	ecoinvent	ecoinvent
Saatgut	SALCA	SALCA
Tiere	SALCA	SALCA
Futtermittel	SALCA	Eigene Inventare/SALCA

2.4.2 Anforderungen an die Datenqualität

Die ISO-Normen 14040 und 14044 (ISO, 2006a & 2006b) nennen geographische, zeitliche und technologische Anforderungen an die Datenqualität. In dieser Studie wird besonderer Wert auf eine hohe Repräsentativität der Ergebnisse für die jeweiligen Produktionen einerseits und auf eine möglichst gute Vergleichbarkeit zwischen den Ländern andererseits Wert gelegt. Die Grundsätze der Vorgehensweise werden in diesem Unterkapitel dargelegt. Die Details bezüglich der verwendeten Daten finden sich in den Kapiteln 3 bis 5.

Für die *geographische Repräsentativität* wurde entsprechend der Datenverfügbarkeit gemäss folgenden Prioritäten vorgegangen: 1. Es wurden repräsentative Daten für das gesamte Land verwendet (z.B. Erträge im Pflanzenbau). 2. Es wurden Daten für die wichtigsten Produktionsregionen (Pflanzenbau) bzw. Systeme (Tierproduktion) innerhalb des betrachteten Landes aufgrund ihrer Bedeutung für die gesamte Produktion oder den Export in die Schweiz verwendet. 3. Sofern keine spezifischen Daten ermittelt werden konnten, wurden die entsprechenden Daten des jeweils ähnlichsten Landes übernommen und nach Möglichkeit extrapoliert.

Für die pflanzlichen Produkte war es besser möglich mit Landesdurchschnitten zu arbeiten als für die tierischen, da der Anbau einzelner Pflanzen weniger komplex ist und die Stoffflüsse innerhalb des Systems einfacher abzubilden sind. In der Rindviehhaltung stellte es sich hingegen als schwierig heraus, Landesdurchschnitte abzubilden. Grund dafür war zum einen, dass es mit Landesdurchschnitten die Flüsse innerhalb des Systems, speziell bezüglich Hofdüngermanagement, kaum stimmig und trotzdem realitätsnah abzubilden sind, zum anderen gibt es in der Rindviehhaltung, speziell in der Rindermast, verschiedene Systeme, die sich in ihren Produktionsparametern wesentlich unterscheiden. Für einen Landesdurchschnitt hätten für jedes Land mehrere Systeme abgebildet und daraus der Durchschnitt berechnet werden müssen. Dies war im Rahmen dieser Studie nicht möglich. Deshalb wurden bei der Rindviehhaltung in den ausländischen Systemen für das jeweilige Land typische Systeme abgebildet, die einen möglichst hohen Beitrag zur jeweiligen Produktion leisteten.

Für die ausländischen Systeme wurden gezielte Anpassungen gemacht, wie z.B. Verwenden des jeweiligen Strommixes (Bewässerung, Verarbeitung), Verwenden von Maschinenprozessen aus AGRIBALYSE, die für grössere Betriebe gültig sind (für den Pflanzenbau in Deutschland, Frankreich und den Niederlanden). In der Rindviehhaltung wurden die Prozesse der Mast und der Milchproduktion jeweils den lokalen Gegebenheiten angepasst. Für die Vorketten (insbesondere Futtermittel und Aufzucht) war dies nur teilweise möglich. Bei den Futtermitteln konnten jeweils nur die wichtigsten angepasst werden (Weizen, Gerste, Soja, teilweise Mais und Raps). Die übrigen wurden entweder aus den Schweizer Inventaren übernommen (z.B. Heuzukauf in Italien), oder aus einem der anderen Untersuchungsländer mit ähnlichen Verhältnissen (z.B. Maismehlzukauf in Italien durch Maismehl Deutschland; Rapsschrot Frankreich durch Rapsschrot Deutschland). Damit wird eine grösstmögliche Vergleichbarkeit angestrebt.

Unterschiede zwischen Ländern, welche aufgrund von Statistiken oder anderen zuverlässigen Quellen belegt werden können, wurden berücksichtigt. Im Zweifelsfall bzw. bei Fehlen von entsprechenden Daten wurden die Annahmen von den Schweizer Systemen übernommen, um Datenlücken und dadurch eine Verfälschung der Ergebnisse zu vermeiden.

Bezüglich *zeitlicher Repräsentativität* wurden Daten für die Jahre 2006 bis 2010 angestrebt. Bei stark schwankenden Kenngrössen wie Erträgen wurden i.d.R. Durchschnitte von 3-5 Jahren berechnet. Pestizid-Wirkstoffe, welche in der Statistik erfasst wurden, aber inzwischen nicht mehr zugelassen sind, wurden durch unspezifizierte Wirkstoffe ersetzt. Abweichungen davon sind in den jeweiligen Kapiteln dokumentiert. Bezüglich *technologischer Repräsentativität* wurde wo möglich jeweils jene Daten verwendet, welche die untersuchten Systeme möglichst zutreffend beschreiben. Beispielsweise wurden Daten für Futtergerste- und nicht Braugersteanbau verwendet oder Brotweizen- und nicht Futterweizenanbau.

2.4.3 Daten aus Frankreich

Für die untersuchten Produkte aus Frankreich konnte die neu erstellte und umfassende Datenbank AGRIBALYSE genutzt werden (Koch & Salou, 2013).

Die im Projekt ÖB-CHInt benötigten Inventare für Weizen, Futtergerste, Speisekartoffeln, Milch und Rindfleisch basieren jeweils auf den Produktionsdaten, die den entsprechenden AGRIBALYSE-Inventaren zugrunde liegen. Die Produktionsdaten wurden für Weizen im Februar 2013, für Futtergerste und Speisekartoffeln im April 2013 geliefert. Für die tierischen Produkte waren vorläufige Produktionsdaten (Stand Juni 2013) verfügbar. Im Anhang, Tabelle 64, sind die Inventare aus AGRIBALYSE aufgeführt, deren Produktionsdaten in diesem Projekt verwendet wurden.

Für die pflanzlichen Produkte standen aus den Produktionsdaten Informationen über Flächenerträge, Vorkulturen, Düngebedarf, eingesetzte mineralische und organische Düngemittel, eingesetzte Pestizide und Feldarbeitsgänge zur Verfügung. Für die tierischen Produkte konnten Daten zu Tierbeständen, Produktionsparametern wie Milchleistung, Schlachtgewicht, Schlachtalter etc., Art und Menge der Fütterung, Hofdüngereinsatz und Einsatz von Strom und Diesel genutzt werden. Diese Daten wurden in die Produktionsinventare des Projektes ÖB-CHInt integriert. Die Produktionsparameter für die französischen Inventare sind in den Kapiteln 3.1, 4.2 und 5.2 jeweils detailliert aufgeführt.

Die direkten Feldemissionen und die Emissionen aus Tierhaltung und Hofdüngerlagerung wurden nicht mit den in AGRIBALYSE verwendeten Modellen berechnet, sondern mit den SALCA-Modellen (siehe Kapitel

2.4.3), um eine Vergleichbarkeit mit den übrigen Ländern zu gewährleisten. Daher unterscheiden sich die Ergebnisse für die französischen Inventare aus dieser Studie von denjenigen der Weizen-, Gerste-, Kartoffel-, Milch- und Rindfleischinventare aus der Datenbank AGRIBALYSE.

2.4.4 Berechnung der direkten Emissionen

Im Rahmen der Ökobilanzmethode SALCA wurden verschiedene Modelle zur Berechnung der direkt auf dem Landwirtschaftsbetrieb stattfindenden Emissionen entwickelt oder angepasst. Diese erlauben eine Abschätzung der Emissionen von Ammoniak, Nitrat, Lachgas, Phosphor, Methan und Schwermetallen. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über diese Modelle gegeben. Eine ausführlichere Beschreibung findet sich in Nemecek *et al.* (2010) und in den jeweils angegebenen Quellen. Dieselben Emissionsmodelle wurden für alle untersuchten Systeme angewandt, d.h. sowohl für die Schweizerischen, die europäischen als auch die brasilianischen Inventare, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Ammoniak (NH₃): Ammoniakverluste aus tierischen Ausscheidungen im Stall und auf der Weide sowie während der Hofdüngerlagerung und der Ausbringung von Mineraldüngern wurden gemäss Menzi *et al.* (1997) berechnet. Die Berechnung der NH₃-Verluste bei der Ausbringung von Hofdüngern basiert auf Katz (1996; aus Menzi *et al.*, 1997).

Nitrat (NO₃): Die Abschätzung der Nitratauswaschung für Acker- und Wieslandkulturen wurde mit dem Modell von Richner *et al.* (2010) vorgenommen. Das Modell betrachtet die N-Mineralisierung im Boden sowie die N-Aufnahme durch die jeweilige Kultur auf monatlicher Basis. Zusätzlich wird das Nitratauswaschungsrisiko durch den Einsatz von Düngern unter Berücksichtigung der Kultur, des Ausbringungsmonats und der potenziellen Wurzeltiefe errechnet. Zudem berücksichtigen die Berechnungen den Ton- und Humusgehalt, die Region, die Vorkultur sowie die Saat- und Ernte- und Düngungszeitpunkte. Mittels eines Niederschlagsfaktors für die Winterniederschläge von Oktober bis März wurde dem unterschiedlichen Klima in den verschiedenen Anbauregionen Rechnung getragen.

Lachgas (N₂O): Die Emissionsfaktoren für die Berechnung der Lachgasemissionen stammen aus IPCC (2006). Dabei wurden sowohl die direkten N₂O-Emissionen, wie auch die induzierten berücksichtigt. Direkte Emissionen kommen aus der Ausbringung von Stickstoffdüngern und der Einarbeitung von Ernterückständen; induzierte Emissionen entstehen aus der Reaktion von NH₃ und NO₃ zu N₂O bei Ammoniak- und Nitratverlusten.

Bodenabtrag/Erosion: Die Berechnung des Erosionsrisikos nach Oberholzer *et al.* (2006) berücksichtigt verschiedene Bewirtschaftungseinflüsse (Flächenanteil bestimmter Hauptkulturen in der Fruchtfolge, Einsatz von Zwischenkulturen und besonderen Anbautechniken) sowie Standorteinflüsse (geographische Lage, Bodenart, Gefälle, Fließstrecke und Körnung). Das Ergebnis ist der mittlere potenzielle Gesamt-Bodenabtrag. Die Methode basiert auf Mosimann & Rüttimann (1999, zitiert in Oberholzer *et al.*, 2006). Der Bodenabtrag dient als Eingangsgrösse in die Bilanzierungsmodelle für Phosphor und Schwermetalle und wird nicht als separate Umweltwirkung ausgewiesen.

Phosphor (P): Die Phosphorverluste wurden mit dem Modell von Prasuhn (2006) berechnet. Dieses unterscheidet Phosphoreinträge in Oberflächengewässer durch Oberflächenabschwemmung, Bodenerosion und Drainageverluste sowie Phosphorverluste durch Auswaschung ins Grundwasser. Dabei werden die Landnutzungskategorie, die Art der Dünger, die Menge des ausgebrachten Phosphors sowie die Bodeneigenschaften und die Topographie berücksichtigt.

Methan (CH₄): Methanemissionen aus der Tierhaltung (Milchkühe und anderes Rindvieh) und aus der Hofdüngerlagerung wurden gemäss den Emissionsfaktoren nach IPCC (2006) Tier 2 berechnet. In die Berechnung eingeschlossen wurden die Menge und Qualität des Futters sowie das Hofdüngermanagement.

Schwermetalle: Für die Berechnung der Schwermetallemissionen wurde in allen betrachteten Systemen das Modell von Freiermuth (2006) herangezogen, welches eine Input-Output-Bilanz berechnet. Berücksichtigt sind die Einträge durch Saatgut, Dünger, Futter- und Pflanzenschutzmittel. Austräge durch Ernteprodukte, Erosion und Auswaschung sind ebenfalls eingeschlossen. Die für die Landwirtschaft relevanten Schwermetalle sind Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni) und Zink (Zn) (Freiermuth, 2006). Zur Unterscheidung der vom Landwirt verursachten Emissionen von

jenen, welche aus übrigen Wirtschaftsaktivitäten entstehen, wurde ein Allokationsfaktor angewandt. Dieser berechnet sich aus dem Anteil der durch die Landwirtschaft verursachten Einträge an den gesamten Einträgen (inkl. Deposition) ins System. Die Austräge ins Wasser durch Erosion und Auswaschung sowie die Einträge in den Boden wurden somit auf Basis dieses Allokationsfaktors anteilmässig berücksichtigt (vgl. Freiermuth, 2006).

2.4.5 Prinzipien der Allokation

Gemäss ISO-Norm 14044 (ISO, 2006b) soll Allokation zuerst nach physischen Kriterien erfolgen. Solche Kriterien wurden wenn immer möglich für die Allokation zwischen den Produktgruppen innerhalb eines Betriebs angewandt. Wo dies nicht möglich war, wurde entsprechend der ISO-Norm auf ökonomische Allokation (Produktmenge x Preis) zurückgegriffen.

Beim Anbau von Weizen und Gerste wurden die Umweltwirkungen zwischen Körnern und Stroh nach ökonomischen Kriterien alloziert. Teilprozesse, die dem Korn oder dem Stroh eindeutig zuzuordnen sind (z.B. Korntransport und Korntrocknung, Strohballen pressen), wurden nicht alloziert, sondern dem jeweiligen Produkt direkt angerechnet. Die Allokationsfaktoren basieren auf dem Erlös, der mit beiden Produkten erzielt werden kann. Die verfügbare Strohmenge pro Hektare wurde gemäss Flisch *et al.* (2009) ermittelt über das Korn:Stroh-Verhältnis bei Weizen (1:1.17) und Gerste (1:1). Nach Nemecek *et al.* (2007) wurde davon ausgegangen, dass durchschnittlich 48.8 % des Strohs geerntet werden. Mit Preisen von 45 CHF/dt für Weizenkorn, 34.50 CHF/dt für Gerstenkorn und 10.30 CHF/dt für Stroh (Mittelwert 2010-2012, Mouron, 2012 und 2011, Hausheer Schnider, 2010) wurde für die Schweiz für Weizenkorn ein Allokationsfaktor von 88.5 %, für Gerstenkorn von 87.3 % der Umweltwirkungen ermittelt. Für Deutschland stammten die Zahlen für das Korn:Stroh-Verhältnis aus KTBL (2012). Aus den Daten, die von AGRIBALYSE zur Verfügung gestellt wurden, wurde der Anteil geernteten Strohs ermittelt (36.4 % bei Weizen, 51.8 % bei Gerste) und für Deutschland übernommen. Die Preise stammen aus dem Deckungsbeitragsrechner der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL, 2013); dort wurde der Mittelwert für 2009-2011 übernommen. Mit Preisen von 18.90 €/dt für Weizenkorn, 15.63 €/dt für Gerstenkorn und 8.41 €/dt für Stroh ergeben sich Allokationsfaktoren von 88.5 % für Weizenkorn und 83.7 % für Gerstenkorn. Für Frankreich wurden dieselben Faktoren übernommen wie für Deutschland.

In der Tierproduktion erfolgte die Allokation zwischen verschiedenen Produktgruppen der Betriebe auf Stufe Landwirtschaft für die Schweiz gemäss Hersener *et al.* (2011). Dabei wurden die für die Tierproduktion nötigen Inputs wenn immer möglich direkt der betroffenen Produktgruppe zugewiesen (z.B. Melkstand zur Milchproduktion). War dies nicht möglich, wurden physische Kriterien (ha, GVE) für die Allokation verwendet (z.B. wurden die Maschinen zur Bodenbearbeitung gemäss den Hektaren offener Ackerfläche auf die verschiedenen Produkte verteilt). Waren keine physischen Kriterien anwendbar, wurde die Allokation aufgrund monetärer Kriterien vorgenommen. Dazu wurde die Rohleistung der einzelnen Produktgruppen verwendet. Dies war hauptsächlich für die allgemeinen Maschinen (z.B. Traktoren) sowie den Strom- und Dieseleinsatz der Fall. Für die ausländischen Systeme standen grösstenteils Daten direkt für die Rindermast bzw. Milchproduktion zur Verfügung. Wo dies nicht der Fall war, wurde analog dem Schweizer System vorgegangen.

Die direkten Emissionen aus der Milchviehhaltung auf der Stufe Landwirtschaft wurden gemäss ökonomischen Kriterien (Preis x Produktmenge) auf die Produktion von Milch und Fleisch aufgeteilt. Auch die Allokation zwischen Käse und seinen in der Käserei anfallenden Nebenprodukten (z.B. Molke) sowie zwischen Fleisch und den im Schlachthof anfallenden Nebenprodukten (z.B. Blut, Knochen, Häute) erfolgte ebenfalls ökonomisch.

2.5 Wirkungsabschätzung

2.5.1 Umweltwirkungen

Die von Agroscope entwickelte Methode SALCA (Gaillard & Nemecek, 2009) umfasst für die Landwirtschaft relevante Umweltwirkungen in einer Midpoint-Wirkungsabschätzung, welche vorwiegend von den Methoden EDIP03 (Hauschild & Potting, 2005) sowie CML01 (Guinée *et al.*, 2001) stammt. Nachfolgend

sind die berücksichtigten Ressourcen und Umweltwirkungen aufgelistet (Definitionen und Unterteilungen siehe nachher):

- Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (gemäss ecoinvent; Hischier *et al.*, 2010)
- Treibhauspotenzial (IPCC 2007)
- Ozonbildungspotenzial (EDIP03)
- Eutrophierungspotenzial (EDIP03)
- Versauerungspotenzial (EDIP03)
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01)
- Humantoxizitätspotenzial (CML01)

Daneben werden weitere Umweltaspekte auf Stufe Sachbilanz betrachtet, da die in der Literatur beschriebenen Wirkungsabschätzungsmethoden als für die Landwirtschaft wenig geeignet beurteilt wurden (Nemecek *et al.*, 2005). Die folgenden Sachbilanzergebnisse wurden aufgrund ihrer Relevanz für die landwirtschaftliche Produktion ausgewählt:

- Ressourcenbedarf P resp. K
- Flächenbedarf gesamt (CML01)
- Bedarf an Ackerland
- Abholzung (Differenz aus Umwandlung von und zu Waldflächen und Buschland gemäss ecoinvent-Kategorien; Hischier *et al.*, 2010)
- Wasserbedarf (blue water; gemäss ecoinvent-Kategorien; Hischier *et al.*, 2010 und Gewichtung mit dem Wasserstress-Index nach Pfister *et al.*, 2009)

Die Methode EDIP03 erlaubt es, für das Ozonbildungspotenzial, das Eutrophierungspotenzial und das Versauerungspotenzial regionalisierte Wirkungsfaktoren herzuleiten. Die Anwendung dieser Faktoren würde eine Aufschlüsselung der Emissionen nach Ländern bedingen, was jedoch mit der ecoinvent- und SALCA-Datenbank gegenwärtig nicht machbar ist. Deshalb wurden für alle Umweltwirkungen jeweils die globalen Wirkungsabschätzungsfaktoren verwendet, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Die Erfahrungen aus früheren Ökobilanzen für den Pflanzenbau (Nemecek *et al.*, 2011b) und die Tierproduktion (Alig *et al.*, 2012; Hersener *et al.*, 2011) haben gezeigt, dass diese Ressourcen und Umweltwirkungen die Gesamtheit der in einer Ökobilanz berechneten Umweltwirkungen gut repräsentieren. Sie lassen sich in ressourcenbezogene, nährstoffbezogene und schadstoffbezogene Umweltwirkungen unterteilen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Übersicht über die analysierten Umweltwirkungen und die verwendeten Kurzformen.			
Umweltwirkungen		Kurzname	Einheit
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	Energiebedarf	MJ-Äq.
	Treibhauspotenzial	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	Ozonbildung Vegetation	m ² *ppm*h
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Ozonbildung Human	Person*ppm*h
	Ressourcenbedarf Kalium	Ressourcenbedarf K	kg
	Ressourcenbedarf Phosphor	Ressourcenbedarf P	kg
	Flächenbedarf	Flächenbedarf	m ² a
	Bedarf an Ackerland	Bedarf an Ackerland	m ² a
	Abholzung	Abholzung	m ²
	Wasserbedarf (blue water, ungewichtet)	Wasserbedarf (blue)	m ³
	Wasserbedarf (gewichtet mit Wasserstress-Index)	Wasserbedarf (WSI)	m ³
Nährstoffbez.	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	terr. Eutrophierung	m ²
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	aq. Eutrophierung N	kg N
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	aq. Eutrophierung P	kg P
	Versauerungspotenzial	Versauerung	m ²
Schadstoffbezogen	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	terr. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.
	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	terr. Ökotox o. Pest.	
	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	terr. Ökotox Pest.	
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	aq. Ökotox.	kg 1,4-DB-Äq.
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	aq. Ökotox o. Pest.	
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	aq. Ökotox Pest.	
Humantoxizitätspotenzial	Humantox.	kg 1,4-DB-Äq.	
Humantoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	Humantox o. Pest.		
Humantoxizitätspotenzial, nur Pestizide	Humantox Pest.		

Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (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 CO₂-Äquivalenten): Das Treibhauspotenzial wird gemäss der Methodik IPCC (2007) über einen Zeitraum von 100 Jahren gerechnet. Die Hauptemissionen sind Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄). Der aus der Flächenumwandlung freigesetzte Kohlenstoff wird mitgerechnet, da es sich um die Freisetzung langfristig gespeicherten Kohlenstoffs handelt. Hingegen wird 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 m²*ppm*h): Die Wirkung des Ozons auf die Vegetation wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild & Potting, 2005) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition der Vegetation wider. Die Hauptemissionen sind flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC), Stickoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Methan (CH₄).

Ozonbildungspotenzial (Human) (in person*ppm*h): Die Wirkung des Ozons auf die menschliche Gesundheit wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild & Potting, 2005) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition des Menschen wider. Die Hauptemissionen sind flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC), Stickoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Methan (CH₄).

Ressourcenbedarf P (in kg P): Der Ressourcenbedarf an Phosphor wird 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): Der Ressourcenbedarf an Kalium wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt und spiegelt den Bedarf an Rohstoffen für die Herstellung mineralischer Kalidünger wider. Diese sind wie 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 m²a): Der Flächenbedarf wird gemäss der Methode CML01 (Guinée *et al.*, 2001) auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Es wird die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs („land occupation“ als Fläche x Zeit) ermittelt. Die wichtigsten Flächenkategorien sind Ackerland, Grünland, Wald und Siedlungsflächen. Alle Flächenkategorien werden gleich bewertet, ihre unterschiedliche Bedeutung bezüglich Knappheit wird nicht berücksichtigt.

Bedarf an Ackerland (in m²a): Um der unterschiedlichen Bedeutung von Acker- und Grünland hinsichtlich Knappheit und Konkurrenz zur Produktion von pflanzlichen Nahrungsmitteln Rechnung zu tragen, wird der Bedarf an Ackerland separat ausgewiesen. Ermittelt wird wie beim Flächenbedarf allgemein die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs (Fläche x Zeit), jedoch wird nur die Flächenkategorie Ackerland berücksichtigt.

Abholzung (in m²): Die Abholzung wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Betrachtet werden nur die Wald- und Buschflächen, weil bei diesen die für diese Studie relevantesten Veränderung zu beobachten sind (insbesondere Verlust von tropischen Wäldern). Dabei wird die Bilanz der „Umwandlung zu“ Waldflächen abzüglich der „Umwandlung von“ Waldflächen gemäss ecoinvent-Methodik gerechnet. Die Kategorie wird nur bei den tierischen Produkten ausgewiesen, wo durch den Einsatz von Soja, bzw. durch die Rindermast in Brasilien relevante Beiträge entstehen.

Wasserbedarf (blue water) (in m³): Der Wasserbedarf (blue) wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Ermittelt wird nur 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.

Wasserstress-Index (-): Um der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Süsswasser in verschiedenen Ländern Rechnung zu tragen, wird zusätzlich noch der Wasserstress-Index (WSI) (Pfister *et al.*, 2009) ausgewiesen. Dabei wird der obige Wasserbedarf mit dem Wasserstress-Index des jeweiligen Produktionslandes multipliziert.

Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Terrestrisches Eutrophierungspotenzial (in m²): Das Terrestrische Eutrophierungspotenzial wird gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild & Potting, 2005) berechnet. Es bezieht sich auf empfindliche Ökosysteme wie Magerwiesen, Hochmoore und Gewässer und nicht auf die Nährstoffanreicherung von 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 Stickstoffemissionen eine Eutrophierung stattfindet (Fläche an ungeschütztem Ökosystem).

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

Versauerungspotenzial (in m²): Das Versauerungspotenzial wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild & 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 sind Stickstoff- (NO_x , NH_3) und Schwefelverbindungen (SO_2).

Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Aquatische und Terrestrische Ökotoxizität (in kg 1.4-DB-Äquivalenten): Die terrestrische und aquatische Ökotoxizität werden gemäss der Wirkungsabschätzungsmethode CML01 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet und spiegeln die Wirkung von toxischen 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 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 und die übrigen Schadstoffe (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 wird gemäss der Methode CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet. Sie spiegelt die Wirkung toxischer Substanzen auf den Menschen wider. Hauptemissionen sind Schwermetalle, Chlorverbindungen und (polyzyklische) aromatische Kohlenwasserstoffe. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Pestizide wurden durch Agroscope gegenüber der ursprünglichen Publikation von Guinée *et al.* (2001) wesentlich erweitert und neu berechnet (Hayer *et al.*, 2010).

Nicht berücksichtigte Wirkungskategorien und weitere nicht berücksichtigte Aspekte der Nachhaltigkeit

Folgende für die Umwelt relevanten Wirkungskategorien wurden in der Studie nicht berücksichtigt:

Biodiversität: Die Methode SALCA-Biodiversität (Jeanneret *et al.*, 2008) erlaubt die Schätzung der potenziellen Wirkungen auf elf Indikator-Organismen-Gruppen. Sie wurde für Abschätzungen in der Schweiz entwickelt. Für einen systematischen Ländervergleich wären Erweiterungen notwendig, insbesondere für Brasilien aber auch für spezielle Habitate, wie die niederländischen Polder. Solche Erweiterungen standen für diese Studie nicht zur Verfügung und waren im Projektrahmen nicht realisierbar. Deshalb wurde auf eine Beurteilung der Wirkungen auf die Biodiversität verzichtet. Aus früheren Studien lassen sich dennoch einige Teilaussagen herleiten. Schweizer Rindfleischproduktionssysteme wurden in Alig *et al.* (2012) auch hinsichtlich Biodiversität verglichen. Für Ackerkulturen in der Schweiz liefern Nemecek *et al.* (2005) detaillierte Ergebnisse, und ein vereinfachter Vergleich von Milchproduktionssystemen mit Vollweide bzw. mit Stallhaltung wurde von Sutter *et al.* (2013) präsentiert.

Bodenqualität: Die Methode SALCA-Bodenqualität (Oberholzer *et al.*, 2012; Oberholzer *et al.*, 2006) erlaubt die Beurteilung der potenziellen Wirkungen auf die Bodenqualität aufgrund der Bewirtschaftungsmassnahmen. Die Bodenqualität wird anhand der Indikatoren Bodenabtrag durch Erosion, Grobporenvolumen, Aggregatstabilität, C_{org} -Gehalt, Schwermetallgehalt, organische Schadstoffe, Regenwurmbiomasse, mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität beurteilt. Die Methode wurde für Ackerland (inkl. Kunstwiesen) entwickelt. Im Ackerbau macht eine Beurteilung von einzelnen Kulturen wenig Sinn; das sich die Bodenqualität aus der mittelfristigen Wirkungen von Fruchtfolgen ergibt. Für die Tierproduktion wäre eine methodische Erweiterung auf Dauergrasland erforderlich. Diese stand jedoch zum Zeitpunkt der Studie nicht zur Verfügung. Deshalb wurde auf die Beurteilung der Wirkungen auf die Bodenqualität verzichtet.

Geruch: Geruchsemissionen sind v.a. in Zusammenhang mit der Tierproduktion bedeutend. Da jedoch zurzeit keine anerkannte Methode zur Verfügung steht, konnte diese Kategorie nicht berücksichtigt werden.

Lärm: Auch diese Kategorie kann sehr wohl relevant sein, wenn sich die Produktion in der Nähe von Siedlungen befindet. Für diese Kategorie existiert jedoch ebenso noch keine anerkannte Methode, so dass sie nicht berücksichtigt werden konnte.

Da diese Studie eine Ökobilanz-Analyse und keine Gesamt-Nachhaltigkeitsbewertung vornimmt, wurden verschiedene Aspekte nicht berücksichtigt, welche im Rahmen einer Gesamtnachhaltigkeitsanalyse betrachtet werden sollten. Namentlich zu nennen ist die Beurteilung des Tierwohls, der Medikamente und der Landschaftsästhetik. Ferner sind auch ökonomische und soziale Aspekte der Nachhaltigkeit zu nennen. Zu allen nicht berücksichtigten Aspekten macht diese Studie keine Aussagen.

2.5.2 Weitere Schritte der Wirkungsabschätzung

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

- Normalisierung,
- Gruppierung und
- 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 & Gaillard, 2007; Nemecek *et al.*, 2005; Rossier & Gaillard, 2004) und hat zu der Gruppierung gemäss Tabelle 5 geführt. Diese Einteilung wird in dieser Studie zwecks vereinfachter Ergebnisdarstellung und Auswertung verwendet.

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.

2.6 Auswertung

2.6.1 Inputgruppen

Die berücksichtigten Produktionsmittel lassen sich in verschiedene Inputgruppen unterteilen. Dies dient vor allem der besseren Übersicht und Interpretierbarkeit der betrachteten Systeme. Tabelle 6 gibt eine Übersicht über die verwendeten Inputgruppen sowie einen kurzen Beschrieb der darin berücksichtigten Prozesse.

Tabelle 6: Übersicht über die verwendeten Inputgruppen. P = nur pflanzliche Produkte, T = nur tierische Produkte.

Inputgruppe	Betrachtete Prozesse
Gebäude und Einrichtungen	Bereitstellung der Gebäude und Einrichtungen (Infrastruktur) (T)
Maschinen	Bereitstellung der Maschinen (Infrastruktur)
Energieträger (auf Hof)	Bereitstellung und Einsatz Energieträger als Treib- und Brennstoffe (Diesel, Elektrizität, Heizöl etc.) auf dem Betrieb (T)
Bewässerung	Wasserverbrauch, Bereitstellung der Bewässerungsanlage und von Strom für deren Betrieb (P)
Dünger und Feldemissionen	Herstellung von Mineraldüngern sowie direkte Feldemissionen bei der Ausbringung von Mineral- und Hofdüngern auf der Betriebsfläche
Pestizide	Herstellung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf der Betriebsfläche
Saatgut(zukauf)	Produktion von zugekauftem Saatgut
Zukauf Kraftfutter	Produktion von zugekauftem Kraftfutter (T)
Zukauf Grundfutter	Produktion von zugekauftem Grundfutter (T)
Zukauf Tiere	Aufzucht von zugekauften Tieren (T)
Tierhaltung auf Hof	Emissionen der Tiere auf dem Betrieb, welche bei der Verdauung, im Stall, auf der Weide und bei der Hofdüngerlagerung entstehen (T)
Weitere Inputs	Herstellung von weiteren Produktionsmitteln wie Silofolie, Vogelschutznetze, Vliese, Schmierfette etc. sowie Bereitstellung von Leitungswasser

2.6.2 Bewertung der Unterschiede

Da die Variabilität der Inventardaten vor allem bei der ausländischen Produktion nicht systematisch quantifiziert werden konnte, ist ein statistischer Vergleich der Ergebnisse und somit eine Aussage zur Signifikanz der Unterschiede nicht möglich. Stattdessen wurde auf mehrere alternative Verfahren zurückgegriffen.

Für die Interpretation der Unterschiede wurden Bewertungsschemata aus früheren Projekten verwendet, nämlich aufgrund von Nemecek *et al.* (2011b) für Vergleich von Kulturen im Pflanzenbau, und anhand von Hersener *et al.* (2011) aus dem Projekt ZA-ÖB für die tierischen Produkte, aufgrund der anderen Struktur der Produktionssysteme. Die Grenzen der Bewertungsklassen sind im Anhang (Tabelle 65) aufgeführt.

Für die schweizerische Produktion wurden teilweise verschiedene Varianten gerechnet. Diese zeigen einen Teil der möglichen Variabilität auf. Mittels Sensitivitätsanalysen wurden die Auswirkung kritischer Parameter auf die Ergebnisse untersucht. Schliesslich wurde im Rahmen von Monte-Carlo-Analysen die Variabilität der Ergebnisse und die Bewertung der Unterschiede zwischen Ländern anhand von ausgewählten Beispielen (vgl. Kapitel 6.2) untersucht.

2.7 Ökobilanz-Berechnung

2.7.1 Berechnungswerkzeuge

Die Berechnungen auf Stufe Landwirtschaft wurden mit den Ökobilanz-Werkzeugen SALCAcrop V3.3 für pflanzliche Produkte sowie SALCAfarm V3.2 für tierische Produkte (Nemecek *et al.*, 2010) durchgeführt, dies sowohl für die Schweizer Systeme als auch für die ausländischen. Dieses Vorgehen gewährleistete die grösstmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse. SALCAcrop und SALCAfarm bestehen aus einer Serie von Berechnungsmodulen für direkte Emissionen in EXCEL, einem System für den Link zwischen Produktionsdaten, Emissionsberechnungen und Ökoinventaren, einer Schnittstelle zu EcoSpold sowie der Ökobilanz-Software SimaPro 7.3 von PRé Consultants.

3 Pflanzliche Produkte

3.1 Produktionsdaten für den Anbau in der Schweiz und im Ausland

Für die pflanzlichen Produkte konnten einige Inventare aus früheren Projekten bzw. aus der Agroscope-internen SALCA-Datenbank als Grundlage für neue Inventare herangezogen werden. So waren für das Herkunftsland Schweiz Datensätze zu allen untersuchten Kulturen in der SALCA-Datenbank vorhanden, für Deutschland gab es Datensätze zu Weizen und Gerste aus dem Projekt GL-Pro (Nemecek & Baumgartner, 2006). Diese Inventare wurden vollständig überarbeitet, um aktuellere Daten beispielsweise für Flächenerträge und Pflanzenschutz zu integrieren. Die Inventare für den Kartoffelanbau in Deutschland und den Niederlanden wurden ganz neu erstellt. Die französischen Inventare wurden auf Basis von Inventaren in der Datenbank AGRIBALYSE erstellt. In Kapitel 2.4.1 wird genauer erläutert, wie die Daten aus AGRIBALYSE verwendet wurden. Ergänzend zu den dortigen Angaben ist bezüglich der Integration der AGRIBALYSE-Daten zu erwähnen, dass die Vorketten der organischen und mineralischen Düngemittel sowie der Pflanzenschutzmittel bei den pflanzlichen Produkten mit den entsprechenden Inventaren aus der ecoinvent-Datenbank abgebildet wurden. Für die Vorketten der Feldarbeiten wurden die in der AGRIBALYSE-Datenbank vorhandenen Inventare verwendet. Diese umfassen die Herstellung der benötigten Maschinen sowie den Dieserverbrauch für die Feldarbeiten mit den entsprechenden Motoremissionen. Die Maschinen aus der AGRIBALYSE-Datenbank sind grösser als jene, welche den Inventaren in ecoinvent zugrunde gelegt wurden und welche die Strukturen der schweizerischen Landwirtschaft widerspiegeln. So ist der Dieserverbrauch in den französischen Feldarbeitsinventaren teilweise deutlich geringer als in denen aus ecoinvent. Basierend auf der Annahme, dass die durchschnittliche Schlaggrösse und der Maschinenpark in Deutschland und den Niederlanden eher den Verhältnissen in Frankreich entsprechen als denjenigen in der Schweiz, wurden für Getreide und Kartoffeln aus Deutschland und den Niederlanden ebenfalls die Feldarbeitsinventare aus AGRIBALYSE verwendet.

3.1.1 Standorteigenschaften und Fruchtfolge

In SALCAcrop werden Default-Werte für die Standorteigenschaften vorgegeben, die für alle Inventare übernommen wurden, wenn keine spezifischen Daten vorlagen. Diese Werte beziehen sich auf das Schweizer Mittelland. Für die anderen Herkunftsländer mussten also einige Anpassungen vorgenommen werden. In Tabelle 66 im Anhang sind alle angepassten Eingabeparameter für die Standorteigenschaften mit den entsprechenden Werten für die Herkunftsländer aufgelistet. Ebenso sind Parameter aufgeführt, die für die zu berechnenden Umweltwirkungen benötigt werden, für die aber keine Daten vorhanden bzw. die wegen der grossen Verallgemeinerung auf Länderebene nicht zu spezifizieren waren. Die Standortparameter sind für Getreide und Kartoffeln gleich.

Zudem werden die Anteile verschiedener Kulturen an den Fruchtfolgen in den Herkunftsländern benötigt. Um diese zu ermitteln, wurde aus statistischen Daten der Mittelwert der Anbauflächen für die Jahre 2006 bis 2010 berechnet. Für Frankreich wurden Daten aus dem Agrarzensus 2010 zugrunde gelegt. Im Anhang (Tabelle 67) sind die Anteile der Kulturgruppen an der Ackerfläche bzw. der Fruchtfolge aufgeführt.

3.1.2 Flächenerträge

Für die Extenso- und Nicht-Extenso-Produktion in der Schweiz wurden mittlere Flächenerträge der Jahre 2006 bis 2010 berechnet (Tabelle 7). Dafür wurden die Erträge nach der Anbaufläche der jeweiligen Kultur im Tal-, Hügel- und Berggebiet gewichtet. Die Daten für die Flächenerträge stammen aus den ZA-Buchhaltungsdaten von Agroscope, die Anbauflächen in Tal-, Hügel- und Berggebiet aus dem Agrarinformationssystem AGIS. Für Deutschland und die Niederlande wurden landesweite Durchschnittserträge, gemittelt über die Jahre 2006 bis 2010, von den jeweiligen statistischen Ämtern übernommen. Für Frankreich standen Daten aus der Datenbank AGRIBALYSE zur Verfügung. Die Ertragsdaten, die für Winterweizen zur Verfügung standen, stellen in der Schweiz und in Deutschland einen Mittelwert zwischen Brot- und Futterweizen dar. Brotweizen hat einen höheren Proteingehalt als

Futterweizen, weist aber tiefere Flächenerträge auf. Dabei wurde in den Jahren 2006-2010 in der Schweiz auf ca. 90 % der Weizen-Anbaufläche Brotweizen angebaut (BLW, 2009a und 2012). In Deutschland wird ebenfalls vorwiegend Brotgetreide angebaut (DESTATIS, 2012; Verband deutscher Mühlen, 2014). Die Daten aus Frankreich von AGRIBALYSE sind spezifisch für Brotweizen erhoben.

Tabelle 7: Flächenerträge der betrachteten Kulturen in dt/ha.					
	Schweiz ¹⁾		Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾	Niederlande ⁴⁾
	Nicht-extenso	Extenso			
Winterweizen	66.0	54.7	74.9	71.0	
Wintergerste	70.7	52.7	64.8	67.2	
Speisekartoffeln	389.4		413.7	449.2	496.0

Berechnungsgrundlagen: ¹⁾ZA-Buchhaltungsdaten (Agroscope), AGIS (BLW); ²⁾DESTATIS (2012); ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾CBS Statistics Netherlands (2013)

3.1.3 Düngung

Düngebedarf

Der Düngebedarf an Stickstoff, Phosphor und Kalium wurde für die Schweiz nach Flisch *et al.* (2009) ermittelt, indem die Normdüngung über die Flächenerträge angepasst wurde. Beim N-Düngebedarf der Kartoffeln wurde zusätzlich eine Anpassung für die angebaute Winterzwischenfrucht vorgenommen. Für Deutschland wurde der Düngebedarf über die Nährstoffgehalte des Erntegutes aus KTBL (2012) berechnet. Laut Agrarstatistik der FAO für die Jahre 2006-2010 (FAO, 2013) entspricht die Anzahl Rinder pro Hektare Getreidefläche in Deutschland mit 2.6 Tieren/ha eher derjenigen in Frankreich (2.3 Tiere/ha) als derjenigen in der Schweiz (11.6 Tiere/ha). Daher wurde mangels eigener Daten für Deutschland der Anteil an geerntetem Stroh für Deutschland aus den französischen Daten übernommen. Die Düngemengen für Getreide und Kartoffeln aus Frankreich wurden direkt aus den AGRIBALYSE-Daten (s. Kapitel 2.4.1) übernommen. Die Werte stammen dort aus statistischen Daten des französischen Landwirtschaftsministeriums und sollen den Durchschnitt für französische Verhältnisse darstellen. So wird beispielsweise einbezogen, dass nur ein Teil der Getreideflächen tatsächlich mit Phosphor und Kali gedüngt wird. Der Düngebedarf für Kartoffeln aus den Niederlanden wurde mittels Angaben aus WUR (2012) ermittelt. Dort sind Angaben für verschiedene Regionen vorhanden, in denen gemäss der niederländischen Düngeempfehlung Standorteigenschaften wie z.B. die Nährstoff-Bodengehalte berücksichtigt sind. Hieraus wurden die Daten für „Speisekartoffeln, Tonboden, Südwest-Niederlande“ ausgewählt, da gemäss der Agrarstatistik (CBS Statistics Netherlands, 2013) in dieser Region die meisten Speisekartoffeln produziert werden. Die in WUR (2012) angegebenen Nährstoffmengen wurden über die hier angenommenen Flächenerträge angepasst. In allen Ländern wurde ausserdem angenommen, dass bei Kartoffeln das Kraut auf dem Feld verbleibt und der Nährstoffbedarf entsprechend berechnet. Tabelle 8 zeigt den errechneten Düngebedarf an Stickstoff, Phosphor und Kalium.

Tabelle 8: Düngebedarf für die verschiedenen Kulturen und Herkunftsländer.			
	N	P₂O₅	K₂O
	kg/ha		
Schweiz ¹⁾			
Winterweizen nicht-extenso	146	68	97
Winterweizen extenso	135	57	80
Wintergerste nicht-extenso	117	74	132
Wintergerste extenso	105	55	98
Kartoffeln	100	61	252
Deutschland ²⁾			
Winterweizen	169	66	75
Wintergerste	148	59	79
Kartoffeln	145	58	248
Frankreich ³⁾			
Winterweizen	168	35	37
Wintergerste	137	39	49
Kartoffeln	148	67	225
Niederlande ⁴⁾			
Kartoffeln	246	83	176
Berechnungsgrundlagen: ¹⁾ Flisch <i>et al.</i> (2009); ²⁾ KTBL (2012); ³⁾ AGRIBALYSE; ⁴⁾ WUR (2012)			

Organische Düngung

Für Frankreich konnten die Mengen an organischer Düngung aus den Daten von AGRIBALYSE (s. Kapitel 2.4.1) übernommen werden. Für die anderen Herkunftsländer lagen keine Angaben zur organischen Düngung in den einzelnen Kulturen vor. Für die Schweiz wurden daher die im Projekt ZA-ÖB (Schlussbericht Hersener *et al.*, 2011) ermittelten Düngemengen übernommen, indem aus allen Weizen-, Gerste- und Kartoffelflächen der dort untersuchten Betriebe für die Hofdüngermenge das jeweils nach den Schlaggrößen gewichtete Mittel gebildet wurde. Für Deutschland und die Niederlande musste die organische Düngung geschätzt werden. Unter der Annahme, dass die landwirtschaftlichen Strukturen in beiden Ländern eher denjenigen in Frankreich ähneln als derjenigen in der Schweiz, wurde die organische Düngung aus AGRIBALYSE für Deutschland und die Niederlande übernommen, aber anhand des Viehbesatzes an Rindern, Schweinen und Geflügel skaliert. Die Daten zum Viehbesatz pro Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche stammen aus der Agrarstatistik der FAO für die Jahre 2006-2010 (FAO, 2013). Tabelle 9 zeigt die so ermittelte Menge an organischer Düngung für die betrachteten Kulturen und Herkunftsländer.

Tabelle 9: Menge an organischem Dünger für die verschiedenen Kulturen und Herkunftsländer.				
	Schweiz	Deutschland	Frankreich	Niederlande
Winterweizen				
Rindergülle (m ³ /ha)	9.5			
Rindermist (t/ha)	0.9	1.3	1.0	
Schweinegülle (m ³ /ha)	2.4	6.5	2.0	
Schweinemist (t/ha)				
Hühnermist (t/ha)	0.04	0.1	0.1	
Wintergerste				
Rindergülle (m ³ /ha)	5.5	0.2	0.1	
Rindermist (t/ha)	2.5	2.2	1.8	
Schweinegülle (m ³ /ha)	1.4	1.7	0.5	
Schweinemist (t/ha)				
Hühnermist (t/ha)	0.1	0.01	0.01	
Kartoffeln				
Rindergülle (m ³ /ha)	1.0			
Rindermist (t/ha)	4.5	5.0	3.9	12.5
Schweinegülle (m ³ /ha)	0.2			
Schweinemist (t/ha)				
Hühnermist (t/ha)	0.2	0.7	0.5	4.7
Vinasse (t/ha)		0.5	0.5	0.5

Gemäss der ursprünglichen Schweizer SALCA-Inventare wird die Gülle bei Winterweizen und Wintergerste im März ausgebracht, bei Kartoffeln im Mai. Nach Angaben aus AGRIBALYSE wird in Frankreich die Gülle für Brotweizen im September ausgebracht. Für die französische Futtergerste wurde das ebenfalls übernommen, während für die französischen Kartoffeln, für die keine Angaben dazu vorlagen, wie für die Schweiz Gülleausbringung im Mai angenommen wurde. Die Menge und Nährstoffgehalte der Ernterückstände wurden für Schweizer Getreide wie in den ursprünglichen SALCA-Inventaren bzw. wie in Walther *et al.* (2001) berechnet. Demnach wurde angenommen, dass auf allen Getreideflächen 35 % des Strohs als Stoppeln auf dem Feld bleiben und dass das restliche Stroh auf 75 % der Getreideflächen abtransportiert wird. Bei Getreide aus Deutschland und Frankreich wurde nach den Daten von AGRIBALYSE davon ausgegangen, dass auf allen Flächen 30 % des Strohs auf dem Feld bleiben und dass das restliche Stroh auf 52 % der Weizenfläche bzw. auf 74 % der Gerstenfläche abtransportiert wird.

Mineralische Düngung

Die Menge an auszubringendem Mineraldünger wurde aus der Differenz zwischen dem gesamten Düngebedarf und der organischen Düngemenge errechnet.

Der Anteil der verschiedenen eingesetzten mineralischen Düngemittel wurde für die Schweiz aus den ursprünglichen SALCA-Inventaren übernommen. Für den Anbau in Deutschland wurden mit den Handelsstatistiken für die Jahre 2006 bis 2010 (BMELV, 2011) die mittleren Anteile der jeweiligen Düngemittel berechnet. Die Anteile der Düngemittel in Frankreich basieren auf Angaben von AGRIBALYSE. Für die Niederlande wurden Daten der International Fertilizer Association (IFA, 2013) von 2006 bis 2010 zugrunde gelegt. Tabelle 10 zeigt die Anteile der Mineraldüngerarten am Mineraldüngereinsatz für die Eingabe in SALCAcrop.

Tabelle 10: Anteile der Mineraldüngerarten am Nährstoffeinsatz in den Herkunftsländern.				
Bezeichnung SALCAcrop	Schweiz ¹⁾	Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾	Niederlande ⁴⁾
	%			
Stickstoff (N)				
N-Mineraldünger unspezifiziert	0	0	0	10
Ammoniumnitrat	49	8	63	2
Harnstoff	17	20	26	1
Harnstoff-AN		12		
Monoammoniumphosphat		1.3	1	0.5
Diammoniumphosphat	5	1.3	2	0.5
Ammoniumnitratphosphat		1.3	2	14
Kalk-Ammoniumnitrat	25	43		71
Ammoniumsulfat	4	8	6	2
Kaliumnitrat		5		
Phosphat (P₂O₅)				
P-Mineraldünger unspezifiziert		12		56
Triple-Superphosphat	41		41	
Superphosphat	2	8	4	
Monoammoniumphosphat		26	15	12
Diammoniumphosphat	28	26	26	12
Ammoniumnitratphosphat		26	13	20
Hyperphosphat (Rohphosphat)	24	1		
Thomasmehl	5	1		
Kalium (K₂O)				
K-Mineraldünger unspezifiziert		14		33
Kalisalz (KCl)	86	58	88	50
Kaliumsulfat (K ₂ SO ₄)	6	3.5	12	11
Kaliumnitrat		22		
Patentkali	8	3.5		7

Berechnungsgrundlagen: ¹⁾Inventare SALCA-Datenbank; ²⁾BMELV (2011); ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾IFA (2013)

3.1.4 Pflanzenschutz

Der Pestizideinsatz wurde für alle Inventare aktualisiert. Für die Schweiz konnten Daten aus den Erhebungen für die Agrarumweltindikatoren aus den Jahren 2009 und 2010 genutzt werden. Die Daten stammen für Winterweizen nicht-extenso von 220 Schlägen, für Winterweizen extenso von 260 Schlägen, für Wintergerste nicht-extenso von 86 Schlägen, für Wintergerste extenso von 70 Schlägen und für Kartoffeln von 105 Schlägen. Wirkstoffe, die auf weniger als 10 Schlägen ausgebracht wurden, wurden ausgegrenzt, um Verzerrungen der Ergebnisse zu vermeiden, die von einzelnen, selten verwendeten und damit nicht repräsentativen Wirkstoffen herrühren können. Für Deutschland wurden vom Julius-Kühn-Institut Daten von Erhebungen aus den Jahren 2007 bis 2011 zur Verfügung gestellt. Diese wurden für Winterweizen auf 1'099 Schlägen, für Wintergerste auf 825 Schlägen und für Kartoffeln auf 37 Schlägen erhoben. Auch hier wurden Wirkstoffe ausgegrenzt, die nur auf einem geringen Anteil der Flächen ausgebracht wurden, wobei jeweils dieselben Flächenanteile ausgegrenzt wurden wie in der Schweiz. Für Frankreich wurden die eingesetzten Wirkstoffe aus AGRIBALYSE übernommen. Für die Niederlande stellte CBS Infoservice (Centraal Bureau voor de Statistiek) Daten von 2008 zur Verfügung, die von einer

flächendeckenden Erhebung auf insgesamt 6'822 Betrieben mit Kartoffelanbau stammen. Hier wurden die Wirkstoffe ausgegrenzt, die auf unter 700 Betrieben eingesetzt wurden, was dem ausgegrenzten Anteil Schläge für Kartoffeln aus der Schweiz entspricht. Die Saatgutbeizmittel waren in den neuen Daten nicht enthalten und wurden daher aus den vorhandenen SALCA-Daten übernommen. So wurden auch im Extenso-Anbau Fungizide eingesetzt, nämlich in Form von Saatgutbeizmitteln. Bei allen eingesetzten Mitteln wurde überprüft, ob sie nach den jeweiligen Pflanzenschutzmittelverzeichnissen im Jahr 2013 noch zugelassen waren. Die Wirkstoffmengen von nicht mehr zugelassenen Mitteln wurden als un spezifiziertes Herbizid, Fungizid, Insektizid oder Pestizid in die Inventare aufgenommen. Tabelle 11 zeigt die eingesetzten Wirkstoffmengen aggregiert zu Herbiziden, Fungiziden, Insektiziden und Sonstigen Pestiziden (in die letzte Kategorie fallen z.B. Wachstumsregler).

Tabelle 11: Pestizideinsatz in den verschiedenen Kulturen und Herkunftsländern.					
	Schweiz ¹⁾		Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾	Niederlande ⁴⁾
	Nicht-extenso	Extenso			
Menge Wirkstoff (g/ha)					
Winterweizen					
Herbizide	965	942	989	460	
Insektizide	9	0	30	50	
Fungizide	951	18	894	540	
Sonstige	361	0	646	956	
Wintergerste					
Herbizide	1'737	1'761	1'212	1'562	
Insektizide	9	0	6	59	
Fungizide	982	10	645	354	
Sonstige	500	0	285	514	
Kartoffeln					
Herbizide		2'970	1'593	3'436	2'537
Insektizide		162	27	117	547
Fungizide		8'849	14'009	6'497	8'804
Sonstige		88	315	439	202

Datenquellen: ¹⁾ZA-AUI (Agroscope); ²⁾Julius-Kühn-Institut; ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾CBS Infoservice

3.1.5 Feldarbeiten

Die Arbeitsgänge wurden für die Produktion in der Schweiz aus dem Deckungsbeitragskatalog (Agridea, 2011) übernommen. Für Weizen und Kartoffeln aus Deutschland stammen Art und Anzahl der Arbeitsgänge aus KTBL (2012). Für Gerste aus Deutschland konnten die Arbeitsgänge mit Hilfe des Deckungsbeitragsrechners der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL, 2013) definiert werden. Für Kartoffeln aus den Niederlanden lagen allgemeine Angaben zum Arbeitszeitbedarf für Bodenbearbeitung, Pflanzen, Pflege sowie Ernte und Verarbeitung vor (WUR, 2012). Daneben gab es in WUR (2012) Informationen zum Arbeitszeitbedarf für verschiedene Arbeitsgänge (nicht spezifisch für Kartoffeln). Daraus wurden auf Grundlage der Arbeitsgänge von Kartoffeln aus Deutschland Art und Anzahl der Arbeitsgänge für die niederländischen Kartoffeln festgelegt. Die Anzahl der Arbeitsgänge für den Pflanzenschutz in den Niederlanden wurde aus den Mengen der ausgebrachten Wirkstoffe, der maximal erlaubten Menge pro Arbeitsgang (nach BVL, 2013) und der Kombinierbarkeit verschiedener Mittel als Tankmischung hergeleitet. In Tabelle 12 bis Tabelle 14 sind die Arbeitsgänge für die verschiedenen Kulturen und Herkunftsländer dargestellt. Da für die Feldarbeiten in der Schweiz SALCA-Inventare und für die anderen Länder Inventare aus AGRIBALYSE verwendet wurden, sind die Einheiten teilweise unterschiedlich.

Tabelle 12: Arbeitsgänge für den Anbau von Winterweizen. Einheit: Anzahl Durchgänge, wenn nicht anders angegeben.

Arbeitsgang	Schweiz, nicht-extenso ¹⁾	Schweiz, extenso ¹⁾	Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾
Bodenbearbeitung				
Grubbern	1	1		0.1
Eggen mit Kreiselegge			2	1.1
Eggen mit Federzinkenegge	1	1	1	0.3
Pflügen	1	1	1	0.6
Säen	1	1	1	1
Düngen				
Düngen, mit Schleuderstreuer	3.1	3.0	3.7	2.7
Jauche ausbringen, mit Vakuumfass	11.9 m ³	11.9 m ³	0.1	0.02
Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer	0.9 t	0.9 t	0.1	0.1
Pflanzenschutz				
Ausbringen Pflanzenschutzmittel mit Feldspritze	3	2	4	5
Ernte: Dreschen mit Mähdrescher	1	1	1	1
Transportentfernung Feld-Hof (km)	1	1	5	5 ⁴⁾

Quellen: ¹⁾Agridea (2011), eigene Berechnung (Düngung); ²⁾KTBL (2012); ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾wie Deutschland

Tabelle 13: Arbeitsgänge für den Anbau von Wintergerste. Einheit: Anzahl Durchgänge, wenn nicht anders angegeben.

Arbeitsgang	Schweiz, nicht-extenso ¹⁾	Schweiz, extenso ¹⁾	Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾
Bodenbearbeitung				
Grubbern	1	1	1	0.2
Eggen mit Kreiselegge				1.8
Eggen mit Federzinkenegge	1	1	1	1
Pflügen	1	1	1	0.9
Säen	1	1	1	
Düngen				
Düngen, mit Schleuderstreuer	3.1	2.9	3.1	2.1
Jauche ausbringen, mit Vakuumfass	6.8 m ³	6.8 m ³	0.03	0.01
Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer	2.6 t	2.6 t	0.1	0.1
Pflanzenschutz				
Ausbringen Pflanzenschutzmittel mit Feldspritze	3	2	2.3	4.6
Ernte: Dreschen mit Mähdrescher	1	1	1	1
Transportentfernung Feld-Hof (km)	1	1	5	5 ⁴⁾

Quellen: ¹⁾Agridea (2011), eigene Berechnung (Düngung); ²⁾LfL (2013); ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾wie Deutschland.

Tabelle 14: Arbeitsgänge für den Anbau von Kartoffeln. Einheit: Anzahl Durchgänge, wenn nicht anders angegeben.

Arbeitsgang	Schweiz ¹⁾	Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾	Niederlande ⁴⁾
Bodenbearbeitung				
Eggen mit Kreiselegge	2		2.2	
Eggen mit Federzinkenegge		1	0.8	1
Hacken und Häufeln	1	1	0.8	1
Pflügen	1	1	1	1
Kartoffellegen	1	1	1	1
Düngen				
Düngen, mit Schleuderstreuer	3.5	1.9	2.0	0.9
Jauche ausbringen, mit Vakuumfass	1.2 m ³	0.8	0.8	0.8
Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer	4.7 t	0.6	0.4	1.7
Pflanzenschutz				
Ausbringen Pflanzenschutzmittel mit Feldspritze	7.5	7	20	16
Ernte				
Ernten mit Vollernter	1	1	1	1
Kartoffeln sortieren (kg)	38'939	41'372	44'916	48'840
Kartoffelkrautschlagen	0.5		0.3	
Transportentfernung Feld-Hof (km)	1	5	5 ⁵⁾	5 ⁵⁾

Quellen: ¹⁾Agridea (2011), eigene Berechnung (Düngung); ²⁾KTBL (2012); ³⁾AGRIBALYSE; ⁴⁾Schätzung nach WUR (2012) auf Basis von KTBL (2012); ⁵⁾wie Deutschland.

3.1.6 Wasserbedarf

Für alle Herkunftsländer und Kulturen wurde der Wasserverbrauch bei Bewässerung („blue water deficit“) gemäss Pfister *et al.* (2011) zugrunde gelegt. Diese Grösse wurde dort für eine Vielzahl von Kulturen und Ländern folgendermassen ermittelt: Zunächst wurde der volle Wasserverbrauch bei Bewässerung („irrigation water requirement“, IWR) als Differenz zwischen Evapotranspiration und pflanzenverfügbarem Niederschlagswasser für die einzelnen Kulturen bestimmt. Dieser Wert entspricht dem theoretischen Wasserbedarf für optimale Wachstumsbedingungen. Für den Wasserverbrauch bei Bewässerung wurde der „Wasserverbrauch bei Wassermangel“ („blue water deficit“) berechnet. Dieser wird ermittelt, indem der IWR mit dem Anteil tatsächlich bewässerter Flächen für die einzelnen Kulturen und Länder multipliziert wird. Um den Anteil an bewässerter Fläche näherungsweise für die einzelnen Kulturen zu ermitteln, wurde auf Ebene von Rasterzellen (Randlänge 5 Bogenminuten, knapp 10 km) der Flächenanteil der einzelnen Kulturen mit dem Anteil bewässerter Fläche an der Ackerfläche multipliziert. Für die hier untersuchten Herkunftsländer ermittelten Pfister *et al.* (2011) folgenden Wasserbedarf (Tabelle 15):

Tabelle 15: Bewässerungsbedarf („blue water deficit“) für die verschiedenen Kulturen und Herkunftsländer. Quelle: Pfister *et al.* (2011).

	Schweiz	Deutschland	Frankreich	Niederlande
	m ³ pro t Ernteprodukt			
Winterweizen	4.4	13.2	32.4	
Wintergerste	4.0	15.0	30.6	
Speisekartoffeln	0.5	3.3	3.5	9.2

In der Ökobilanzierung wurde für die Bewässerung das Inventar „Irrigating/ha“ aus der ecoinvent-Datenbank verwendet, wobei für den Strombedarf der jeweilige Strommix der Herkunftsländer eingesetzt wurde.

3.1.7 Sensitivitätsanalyse organische Düngung

Die Schätzungen für die Menge an ausgebrachtem organischem Dünger sind mit Unsicherheiten behaftet. Da die organische Düngung sich aber auf mehrere Umweltwirkungen stark auswirken kann, wurden für Schweizer Winterweizen und Kartoffeln Varianten mit einer sehr hohen organischen Düngemenge bzw. mit rein mineralischer Düngung berechnet.

Die hohe organische Düngung in der Schweiz wurde über den durchschnittlichen Viehbesatz in der Schweiz geschätzt, welcher deutlich höher ist als in den Standardvarianten angenommen. Zur Verteilung der anfallenden Hofdünger auf Grünland und Ackerland bzw. verschiedene Kulturen gab es keine statistischen Angaben. Um dennoch spezifische Werte für Weizen und Kartoffeln zu erhalten, wurde der Viehbesatz über die regionale Verteilung der Kulturen gewichtet. Aus den Agrarstatistiken lag der Viehbesatz auf Ebene der Kantone vor. Auf Ebene der Kantone wurden demnach Gewichtungsfaktoren für den Viehbesatz festgelegt, indem für Weizen der Anteil der Anbaufläche in einem Kanton an der gesamten Weizenanbaufläche der Schweiz ermittelt wurde. Analog wurde für Kartoffeln vorgegangen. Der Hofdüngeranfall pro Tierart wurde aus Flisch *et al.* (2009) übernommen. Tabelle 16 zeigt die Menge an organischen Düngern, die für die Varianten mit hoher organischer Düngung verwendet wurden.

Tabelle 16: Menge an organischem Dünger für Winterweizen und Kartoffeln in den Varianten mit hoher organischer Düngung.

	Winterweizen	Kartoffeln
Rindergülle (m ³ /ha)	28.5	32.1
Rindermist (t/ha)	1.9	2.1
Schweinegülle (m ³ /ha)	6.4	7.0
Hühnermist (t/ha)	0.1	0.1

Als weitere Anpassung wurde die Menge an Mineraldüngern entsprechend verringert. Auch die Anzahl der Arbeitsgänge für die Düngerausbringung (mineralisch und organisch) wurde um einen entsprechenden Faktor angepasst. Bei den Varianten mit rein mineralischer Düngung wurde der gesamte Nährstoffbedarf der Kulturen durch Mineraldünger gedeckt und die Anzahl Arbeitsgänge für die Mineraldüngerausbringung entsprechend erhöht. Bei Weizen blieben in allen Düneregimen die Menge an geerntetem Stroh und der Allokationsfaktor für die Aufteilung der Umweltwirkungen auf Korn und Stroh gleich, obwohl sich diese in realistischen Viehbesatz-Szenarien auch ändern müssten. Hier sollte aber ausschliesslich der Effekt unterschiedlicher Hofdüngermengen untersucht werden.

3.2 Daten für Transporte und Verarbeitung

3.2.1 Brotweizen und Futtergetreide

Transporte

Tabelle 17 und Tabelle 18 zeigen die jeweiligen Annahmen zu Transportmitteln und -entfernungen von Brotweizen und Futtergerste.

Tabelle 17: Transportmittel und Transportentfernungen für Brotgetreide		
Herkunftsland, Transportweg	Transportmittel	Entfernung (km)
Schweiz		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	10
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW (25 %) und Bahn (75 %)	100
Mühle – Bäckerei	LKW	100
Bäckerei – Verkaufsstelle	LKW	25
Deutschland		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	25
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW (10 %) und Bahn (90 %)	300
Mühle – Bäckerei	LKW	100
Bäckerei – Verkaufsstelle	LKW	25
Frankreich		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	25
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW	250
Mühle – Bäckerei	LKW	100
Bäckerei – Verkaufsstelle	LKW	25

Quelle: Fenaco, pers. Mitteilung (Juni 2012)

Tabelle 18: Transportmittel und Transportentfernungen für Futtergetreide		
Herkunftsland, Transportweg	Transportmittel	Entfernung (km)
Schweiz		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	10
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW (50 %) und Bahn (50 %)	60
Deutschland		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	25
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW (25 %) und Bahn (75 %)	300
Frankreich		
Hof – Erfassungs-/Sammelstelle	Traktor mit Anhänger	25
Erfassungs-/Sammelstelle – Mühle	LKW	250

Quelle: Fenaco, pers. Mitteilung (Juni 2012)

Trocknung und Lagerung

Um die Lagerung von Getreide zu modellieren, wurden Datensätze zur Lagerung von Weizen- und Gerste-Saatgut aus der ecoinvent-Datenbank verwendet (ecoinvent Centre, 2010, Nemecek & Kägi, 2007). Da davon ausgegangen wurde, dass der Verbrauch der Lagerbestände sich gleichmässig über das Jahr verteilt, wurde die Lagerdauer auf 6 Monate als allgemeiner Durchschnitt gesetzt. Ausserdem wurde angenommen, dass die Lagerung je nach Marktsituation zur Hälfte im Herkunftsland und zur Hälfte in der Schweiz bei der Mühle stattfindet. Für den Stromverbrauch bei der Lagerung wurde entsprechend zu 50 % der Strommix der Herkunftsländer und zu 50 % der Strommix der Schweiz verwendet.

Für die Trocknung wurde gemäss Nemecek & Kägi (2007) davon ausgegangen, dass Getreide aus der Schweiz an regionalen Sammelstellen in spezialisierten Trocknungsanlagen getrocknet wird. Die Trocknung wurde mit den Datensätzen „grain drying, low temperature“ (Brotgetreide) und „grain drying, high temperature“ (Futtergetreide) aus der ecoinvent-Datenbank modelliert. Die Trocknung bei höherer Temperatur ist effizienter und energiesparender, die niedrigere Temperatur sorgt aber dafür, dass bei Brotgetreide die Backqualität erhalten bleibt (Nemecek & Kägi, 2007). Insgesamt wurden 20 % des Weizens und der Gerste aus der Schweiz von 16 % auf 14.5 % Wassergehalt getrocknet (Agridea, 2011, pers. Mitteilung P.-I. Perrin, Schweizerischer Getreideproduzentenverband SGPV, März 2013). Tabelle 19 zeigt die Eingabedaten für die Modellierung der Getreidetrocknung und -lagerung.

Tabelle 19: Eingabedaten für die Trocknung und Lagerung von 1 kg Brotweizen bzw. Futtergerste

	Menge	Einheit
Inputs		
Getreide ab Hof	1.02	kg
Heizöl, leicht (Trocknung), Weizen	0.13	MJ
Heizöl, leicht (Trocknung), Gerste	0.09	MJ
Strom (Trocknung)	0.083	kWh
Gusseisen	1.0E-4	kg
Gebäude, Halle (Trocknung)	2.2E-7	m ²
Gebäude, mehrstöckig (Lagerung)	0.00002	m ³
Flächenverbrauch (Trocknung & Lagerung)	5.2E-4	m ² × Jahr
Flächenumwandlung (Trocknung & Lagerung)	1.4E-5	m ²
Outputs		
Getreide (Brotweizen/Futtergerste)	1	kg

Brotgetreide: Verarbeitung in Mühle und Bäckerei

Für die Verarbeitung des Brotgetreides in der Schweiz wurden Datensätze aus der dänischen LCA Food Database verwendet (www.lcafood.dk, Dalgaard *et al.*, 2004). Angaben zum Infrastrukturbedarf und Flächenverbrauch sind dort nicht vorhanden. Bei der Bäckerei wurden diese daher auch hier nicht einbezogen. Für die Mühle wurden entsprechende Daten aus der ecoinvent-Datenbank für Futtermühlen übernommen (vgl. Kapitel 1.2.4). In Tabelle 20 und Tabelle 21 sind die Eingabedaten für das Inventar der Getreideverarbeitung in Mühle und Bäckerei dargestellt.

Tabelle 20: Eingabedaten für die Verarbeitung von 1 kg Weizen in der Mühle

	Menge	Einheit
Inputs		
Brotweizen	1 ¹⁾	kg
Wasser	0.1 ¹⁾	l
Strom	0.08 ¹⁾	kWh
Gas	0.1 ¹⁾	kWh
Ascorbinsäure	40 ¹⁾	mg
Flächenverbrauch	0.000052 ²⁾	m ² × Jahr
Flächenumwandlung	0.000002 ²⁾	m ²
Gebäude	0.0000085 ²⁾	m ³
Outputs		
Weizenmehl	0.8 ¹⁾	kg
Kleie usw.	0.2 ¹⁾	kg
Abfälle	0.01 ¹⁾	kg
Quelle: ¹⁾ www.lcafood.dk (Inventar „wheat flour production“); ²⁾ Wie Gerste in Futtermühle		

Tabelle 21: Eingabedaten für die Herstellung von 1 kg Brot in der Bäckerei

	Menge	Einheit
Inputs		
Weizenmehl	0.7	kg
Wasser (Zutat)	0.4	l
Wasser (Reinigung)	1.5	l
Strom	0.02	kWh
Wärme (Gas)	1	MJ
Outputs		
Brot (Weizen)	1	kg

Quelle: www.lcafood.dk (Inventar „industrial baking of bread, wheat bread“)

Futtergetreide: Verarbeitung in der Futtermühle

Für die Verarbeitung des Futtergetreides in der Futtermühle wurde das Inventar „barley, at feed mill“ aus der ecoinvent-Datenbank abgewandelt. Mittels Angaben von Fenaco (pers. Mitteilung, Juni 2012) wurden Strom-, Gas- und Wasserverbrauch angepasst (Tabelle 22). Annahmen zum Infrastrukturbedarf und zum Flächenverbrauch wurden ebenso wie das Abwasser aus ecoinvent übernommen.

Tabelle 22: Eingabedaten für die Verarbeitung von 1 kg Gerste in der Futtermühle

	Menge	Einheit
Inputs		
Gerste	1	kg
Strom	0.04 ¹⁾	kWh
Wärme (Gas)	0.04 ¹⁾	kWh
Wasser	0.015 ¹⁾	l
Flächenverbrauch	0.000052 ²⁾	m ² × Jahr
Gebäude	0.0000085 ²⁾	m ³
Outputs		
Gerste, Futtermittel	0.99 ¹⁾	kg
Abfälle	0.01 ³⁾	kg
Abwasser	0.038 ²⁾	l

Quellen: ¹⁾Fenaco, pers. Mitteilung (Juni 2013); ²⁾nach Nemecek & Kägi (2007); ³⁾Eigene Annahme

3.2.2 Speisekartoffeln**Transporte**

Die Angaben zu Transportentfernungen zwischen Anbau, Lagerung, Verteilzentrale und Verkaufsstelle in der Schweiz stammen aus persönlichen Mitteilungen von Swisscofel. Für die Importkartoffeln wurden durchschnittliche Entfernungen aus den Herkunftsländern angenommen. In Tabelle 23 sind die Annahmen zu Transportmitteln und -entfernungen für Speisekartoffeln dargestellt.

Tabelle 23: Transportmittel und Transportentfernungen für Speisekartoffeln		
Herkunftsland, Transportweg	Transportmittel ¹⁾	Entfernung (km)
Schweiz		
Hof – Lagerung	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	18 ¹⁾
Lagerung – Verteilzentrale	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	49 ¹⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ¹⁾
Deutschland		
Hof – Lagerung	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	600 ²⁾
Lagerung – Verteilzentrale	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	49 ¹⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ¹⁾
Frankreich		
Hof – Lagerung	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	600 ²⁾
Lagerung – Verteilzentrale	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	49 ¹⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ¹⁾
Niederlande		
Hof – Lagerung	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	800 ²⁾
Lagerung – Verteilzentrale	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	49 ¹⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ¹⁾
Quellen: ¹⁾ Swisscofel; ²⁾ Eigene Schätzungen (Google Maps), mittlere Entfernung aus Herkunftsländern		

Lagerung

Gemäss Angaben von Swisscofel werden schweizerische Kartoffeln im Durchschnitt 125 Tage lang unter Kühlung gelagert. Importierte Kartoffeln werden in der Schweiz aktuell hauptsächlich als Frühkartoffeln importiert und daher ohne Lagerung frisch verkauft (BLW, 2012). Da in dieser Studie aber von vergleichbaren Systemen ausgegangen werden muss, also davon, dass importierte Kartoffeln tatsächlich die einheimischen Kartoffeln ersetzen und also gleich behandelt werden, wurde hier auch für die importierten Kartoffeln eine Lagerdauer von 125 Tagen unterstellt. Der Stromverbrauch für die Kühlung errechnet sich aus einem durchschnittlichen jährlichen Stromverbrauch von 10.8 kWh pro m³ Lagergut und der Packdichte von 338 kg Kartoffeln pro m³ (Swisscofel, pers. Mitteilung, Januar 2013). Für den Flächenverbrauch und die Vorketten für die Infrastruktur (Gebäude) wurden Angaben in dem ecoinvent-Inventar für Saatkartoffeln verwendet („potato seed IP, at regional storehouse“, vgl. Nemecek & Kägi, 2007) und über die Packdichte der Speisekartoffeln angepasst.

Tabelle 24: Annahmen für die Lagerung von 1 kg Speisekartoffeln		
	Menge	Einheit
Inputs		
Kartoffeln	1	kg
Strom	0.032	kWh
Flächenverbrauch	0.00061	m ² × Jahr
Flächenumwandlung	0.000024	m ²
Gebäude	0.00012	m ³
Outputs		
Kartoffeln	1	kg
Quelle: Eigene Berechnung auf Basis von Angaben von Swisscofel und aus Nemecek & Kägi (2007)		

3.3 Umweltwirkungen Brotweizen

3.3.1 Übersicht

Zunächst werden alle Ergebnisse in einer Übersichtstabelle dargestellt (Tabelle 25). Für die Schweiz werden die Resultate der Nicht-Extenso- und Extenso-Produktion sowie das nach der Produktionsmenge gewichtete Mittel beider Produktionsformen gezeigt. Generell wichen die Nicht-Extenso- und die Extenso-Produktion nicht deutlich vom Schweizer Mittel ab, wenn die Unterschiede der Ergebnisse gemäss dem Schema im Anhang, Tabelle 65, bewertet werden. Vielmehr waren die Unterschiede zwischen der Schweiz, Deutschland und Frankreich grösser als die Abweichungen von Nicht-extenso- und Extenso-Produktion zum schweizerischen Mittel. Schweizer Weizen schnitt gegenüber Weizen aus Deutschland bei den meisten Umweltwirkungen ähnlich ab, war aber gegenüber französischem Weizen bei vielen Umweltwirkungen ungünstiger zu bewerten. Nur der Wasserbedarf war in der Schweiz deutlich tiefer und damit günstiger als in den anderen Ländern.

Tabelle 25: Übersicht über die Umweltwirkungen des Anbaus von Brotweizen in der Schweiz, Deutschland und Frankreich. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Weizen.

Umweltwirkungen		Einheit	CH nicht- extenso	CH extenso	CH Mittel	DE	FR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	2.78E+00	3.05E+00	2.91E+00	2.58E+00	2.47E+00
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	3.94E-01	4.41E-01	4.15E-01	3.85E-01	3.62E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	2.43E+00	2.75E+00	2.58E+00	1.92E+00	1.70E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>Person*ppm*h</i>	1.65E-04	1.87E-04	1.75E-04	1.31E-04	1.16E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	7.52E-03	6.40E-03	7.01E-03	6.47E-03	3.21E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	3.47E-03	3.32E-03	3.40E-03	3.11E-03	1.36E-03
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	1.40E+00	1.69E+00	1.53E+00	1.26E+00	1.31E+00
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	5.28E-03	5.24E-03	5.26E-03	1.30E-02	2.97E-02
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	4.87E-04	4.84E-04	4.86E-04	1.56E-03	5.38E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	2.37E-01	2.73E-01	2.53E-01	2.45E-01	2.07E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	<i>kg N</i>	6.01E-03	7.30E-03	6.60E-03	6.28E-03	5.62E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	<i>kg P</i>	1.50E-04	1.58E-04	1.54E-04	1.40E-04	9.75E-05
	Versauerungspotenzial	<i>m²</i>	6.53E-02	7.41E-02	6.93E-02	6.61E-02	5.51E-02
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	2.22E-03	1.54E-03	1.91E-03	3.79E-03	1.13E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	7.57E-02	6.98E-02	7.30E-02	6.67E-02	4.41E-02
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.32E-01	1.40E-01	1.35E-01	8.54E-02	7.50E-02

3.3.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Beim Energiebedarf (Abbildung 5) war Weizen aus der Schweiz gemäss dem Bewertungsschema Tabelle 65 (Anhang) ähnlich zu bewerten wie Weizen aus Deutschland und ungünstiger als französischer Weizen. Der Flächenertrag wirkte sich deutlich auf die Bewertungsreihenfolge zwischen den verschiedenen Ländern aus. Die Ertragsunterschiede zwischen Extenso- bzw. Nicht-Extenso-Produktion zum Schweizer Mittel waren geringer als zwischen der Schweiz, Deutschland und Frankreich. Im Vergleich zur Produktion in Deutschland und Frankreich war ausserdem der Anteil der des Maschineneinsatzes in der Schweiz deutlich höher. Hier wurden für die Feldarbeiten Inventare aus der SALCA-Datenbank verwendet, die meist zu höheren Umweltwirkungen führten als die Inventare aus AGRIBALYSE, welche in den anderen Ländern zum Einsatz kamen. Dem wirkten bei deutschem Weizen die höheren Emissionen aus der Düngemittelproduktion entgegen. Der Anteil der Bewässerung ist durch den geringeren Wasserbedarf in der Schweiz geringer als in den anderen Ländern.

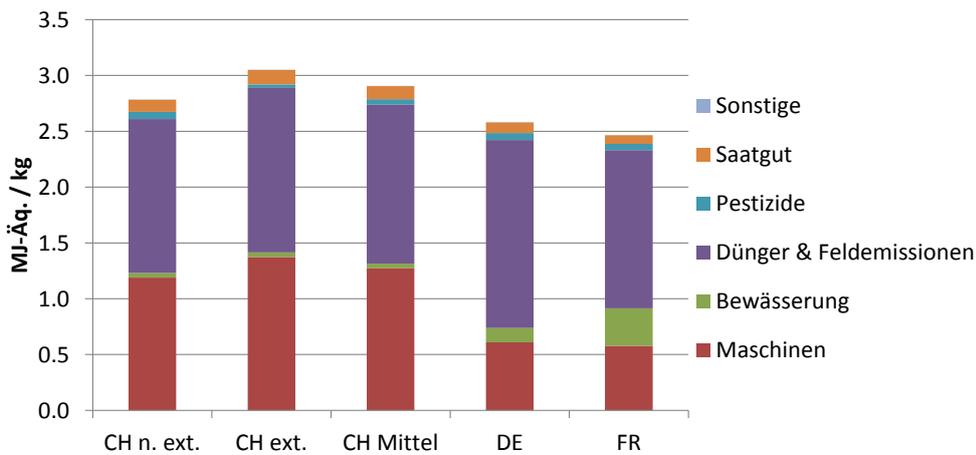


Abbildung 5: Energiebedarf pro Kilogramm Weizen ab Hoftor, unterteilt nach Inputgruppen.

Beim Treibhauspotenzial (Abbildung 6) lagen die Ergebnisse der Länder näher beieinander als beim Energiebedarf, sodass die Produktion in der Schweiz ähnlich zu bewerten war wie jene in Deutschland und Frankreich. Pro Kilogramm Weizenkorn verringerten sich in Deutschland und Frankreich zwar die Emissionen aus dem Maschineneinsatz gegenüber der Schweiz, die Differenz reichte aber nicht für eine günstigere Bewertung aus. Innerhalb der Schweiz war auch hier kein deutlicher Unterschied von Extenso- und Nicht-Extenso-Produktion zum schweizerischen Mittel zu verzeichnen.

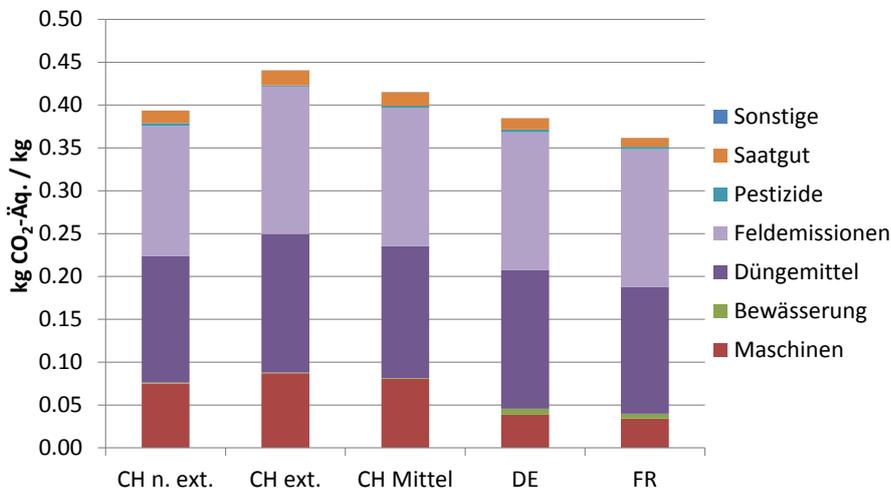


Abbildung 6: Treibhauspotenzial pro Kilogramm Weizen ab Hoftor, unterteilt nach Inputgruppen.

Auch bei der Ozonbildung (s. Tabelle 25) war die Schweizer Produktion deutlich ungünstiger zu bewerten als Deutschland und Frankreich. Die Hauptursache hierfür waren Stickoxidemissionen aus den Feldarbeitsprozessen, die in Deutschland und Frankreich niedriger waren als in der Schweiz. Verstärkt wurde der Unterschied zwischen den Ländern noch durch die geringeren Flächenerträge in der Schweiz. Der Ressourcenbedarf P und K wird von der Höhe der mineralischen Düngung bestimmt. Der Bedarf an mineralischem Phosphor- und Kalidünger war in der Schweiz und in Deutschland mehr als doppelt so hoch wie in Frankreich. Entsprechend war beim Ressourcenbedarf P und K Frankreich deutlich günstiger zu bewerten als die anderen beiden Länder. Der Flächenbedarf spiegelt die Ertragshöhe wider. Folglich benötigte der Anbau in Deutschland und Frankreich weniger Fläche als der in der Schweiz. Der Wasserbedarf (WSI) betrug in der Schweiz nur 31 % resp. 10 % des Wasserbedarfs in Deutschland und Frankreich, sodass die schweizerische Weizenproduktion hier eine deutlich günstigere Bewertung erhielt als die Produktion im Ausland.

3.3.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Alle vier hier betrachteten Umweltwirkungen wiesen dieselbe Bewertungsreihenfolge auf: Die Schweizer Produktion brachte höhere Emissionen als jene in Deutschland und Frankreich. Die Unterschiede waren aber nur bei der aquatischen Eutrophierung P (Abbildung 7) als deutlich zu bezeichnen, wo die französische Produktion wegen der geringeren P-Düngermenge markant tiefer lag als die Produktion in der Schweiz und Deutschland. Bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung sind die Ammoniakemissionen aus der Hofdüngerausbringung entscheidend, bei der aquatischen Eutrophierung N die potenzielle Nitratauswaschung, die wiederum von der Gesamthöhe der N-Düngung sowie von den Ausbringungszeitpunkten abhängt.

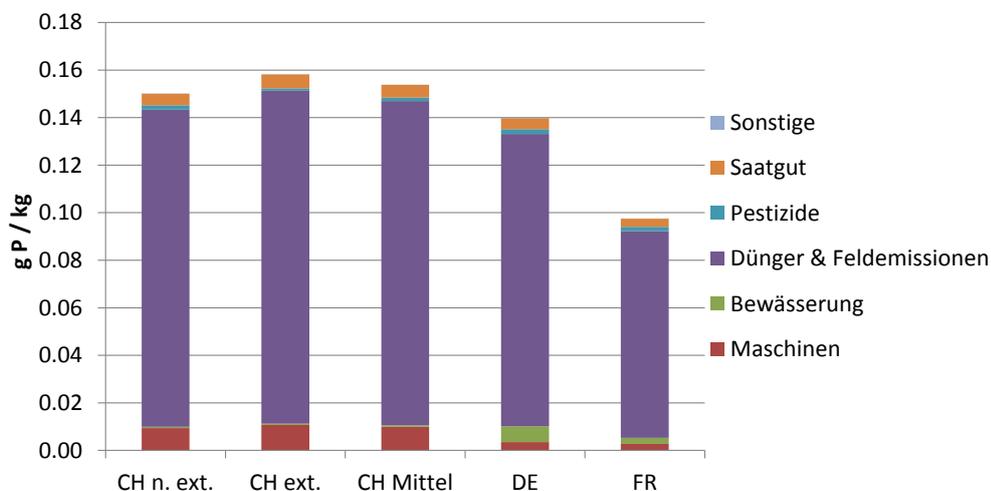


Abbildung 7: Aquatische Eutrophierung P pro Kilogramm Weizen ab Hoftor, unterteilt nach Inputgruppen.

3.3.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

In Abbildung 8 wird die terrestrische Ökotoxizität gezeigt. Hier waren deutliche Unterschiede zwischen den Herkunftsländern zu erkennen. Die Produktion in Deutschland ist deutlich ungünstiger zu bewerten als die in der Schweiz, die in Frankreich hingegen deutlich günstiger. Der Pestizideinsatz spielte vor allem bei der schweizerischen und bei der französischen Produktion eine wichtige Rolle. Es ist zu beachten, dass die Ergebnisse nicht die Menge eingesetzter Wirkstoffe widerspiegeln, sondern dass diese von einzelnen Wirkstoffen dominiert werden. Bei der terrestrischen Ökotoxizität sind dies vor allem Diflufenican, Isoproturon, Spiroxamin, Prochloraz und Esfenvalerat (welches nur in Deutschland eingesetzt wurde). Eine genauere Aufstellung des Beitrags der verschiedenen Wirkstoffe an der Toxizität befindet sich im Anhang

(Tabelle 68). Bei der Produktion in Deutschland hatten Schwermetallemissionen ebenfalls einen grossen Anteil. Diese stammten vor allem aus den eingesetzten Düngemitteln.

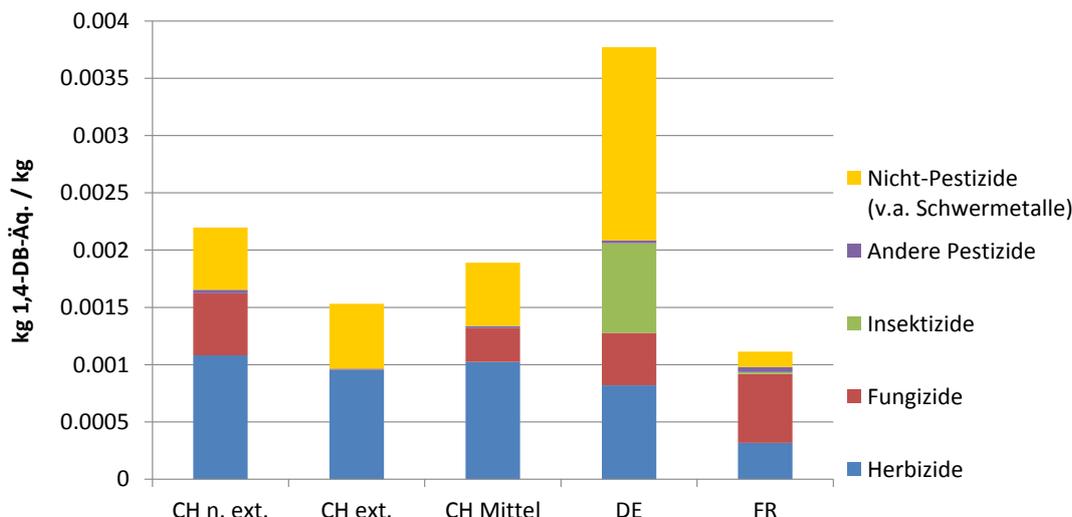


Abbildung 8: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Weizen ab Hoftor.

Bei der aquatischen Ökotoxizität (s. Tabelle 25) waren die Pestizide ebenfalls entscheidend für die Bewertungsreihenfolge. Die Ergebnisse der schweizerischen Produktion lagen hier in einem ähnlichen Bereich wie Deutschland, waren aber deutlich ungünstiger als die Ergebnisse aus Frankreich einzuordnen. Die sonstigen Emissionen (Nicht-Pestizide) hatten einen Anteil zwischen 44 % beim Nicht-Extensio-Anbau in der Schweiz bis 55 % in Frankreich. Sie entstanden hauptsächlich durch die Düngemittelproduktion sowie in der Schweiz durch Feldarbeiten und in den anderen Ländern durch den Strombedarf für die Bewässerung. Bezüglich der Humantoxizität waren alle Herkunftsländer ähnlich zu bewerten. Haupteinflussfaktoren waren dort überwiegend die Emissionen aus der Düngemittelproduktion und – in der Schweiz – aus dem Maschineneinsatz.

3.4 Umweltwirkungen Futtergerste

3.4.1 Übersicht

Tabelle 26 zeigt eine Übersicht aller Ergebnisse für den Anbau von Wintergerste. Auch hier werden die Resultate der Nicht-Extensio- und der Extensio-Produktion sowie das gewichtete Mittel für die Schweiz gezeigt. Die Ergebnisse von Nicht-Extensio- und Extensio-Produktion wichen bei fast keiner Umweltwirkung deutlich von den Ergebnissen des schweizerischen Mittels ab. Nur beim Flächenbedarf war die Extensio-Produktion ungünstiger zu bewerten. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Herkunftsländern waren auch hier grösser als die Abweichungen von Nicht-Extensio- und Extensio-Produktion vom schweizerischen Mittel. Insgesamt konnte die Gerste aus der Schweiz im Vergleich zum Ausland besser bewertet werden als Weizen aus der Schweiz. So hatte Gerste aus der Schweiz einen tieferen Wasserbedarf als importierte Gerste und wies eine tiefere Ökotoxizität auf als Gerste aus Frankreich. Beim Energiebedarf, beim Treibhauspotenzial, beim Flächenbedarf und bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen war Schweizer Gerste ähnlich zu bewerten wie Gerste aus Deutschland und Frankreich. Bei der aquatischen Eutrophierung P sowie bei den übrigen ressourcenbezogenen Umweltwirkungen und bei der Humantoxizität war die ausländische Produktion günstiger als die schweizerische, wobei die französische Produktion noch günstiger abschnitt als die deutsche. Eine generelle Ursache dafür, dass die Schweizer Gerste verglichen mit der ausländischen Gerste etwas günstiger zu bewerten war als Schweizer Weizen, waren die Flächenerträge, die in der Schweiz, Deutschland und Frankreich relativ ähnlich waren, während sie sich bei Weizen stärker unterschieden. Dem günstigen Abschneiden der Schweizer Produktion gegenüber dem Ausland wirken die Allokationsfaktoren für die Aufteilung der Umweltwirkungen auf Korn

und Stroh entgegen, weil aufgrund der Preisverhältnisse bei Schweizer Getreide ein etwas grösserer Anteil der Umweltwirkungen auf das Korn alloziert wurde als im Ausland.

Tabelle 26: Übersicht über die Umweltwirkungen des Anbaus von Futtergerste in der Schweiz, Deutschland und Frankreich. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Gerste.

Umweltwirkungen		Einheit	CH nicht- extenso	CH extenso	CH Mittel	DE	FR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	2.41E+00	2.84E+00	2.58E+00	2.57E+00	2.28E+00
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	3.23E-01	3.93E-01	3.51E-01	3.68E-01	3.22E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	2.14E+00	2.66E+00	2.35E+00	1.89E+00	1.67E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>Person*ppm*h</i>	1.46E-04	1.81E-04	1.60E-04	1.29E-04	1.13E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	1.12E-02	9.44E-03	1.05E-02	7.57E-03	4.23E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	3.43E-03	3.17E-03	3.33E-03	3.23E-03	1.55E-03
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	1.21E+00	1.62E+00	1.37E+00	1.24E+00	1.23E+00
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	4.76E-03	4.78E-03	4.77E-03	1.39E-02	2.67E-02
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	4.40E-04	4.41E-04	4.40E-04	1.67E-03	4.83E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	1.86E-01	2.34E-01	2.05E-01	2.18E-01	1.78E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	<i>kg N</i>	5.87E-03	8.40E-03	6.88E-03	5.92E-03	6.46E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	<i>kg P</i>	1.38E-04	1.49E-04	1.43E-04	1.41E-04	9.81E-05
	Versauerungspotenzial	<i>m²</i>	5.26E-02	6.47E-02	5.74E-02	6.00E-02	4.86E-02
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	3.59E-03	2.06E-03	2.98E-03	3.61E-03	5.64E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.32E-01	8.00E-02	1.11E-01	8.31E-02	2.34E-01
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.22E-01	1.39E-01	1.29E-01	8.81E-02	7.41E-02

3.4.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Beim Energiebedarf waren Gerste aus Deutschland und Frankreich ähnlich zu bewerten wie Gerste aus der Schweiz (Abbildung 9). Der Energiebedarf aus dem Maschineneinsatz war zwar in Deutschland und Frankreich niedriger als in der Schweiz, dafür war in Deutschland der Energiebedarf aus den Düngemittelvorketten und in Frankreich der Energiebedarf durch die Bewässerung höher.

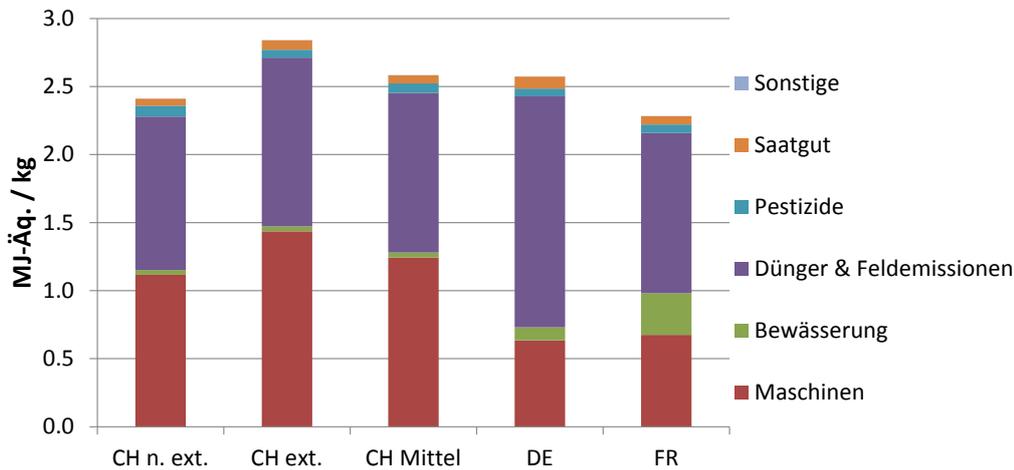


Abbildung 9: Energiebedarf pro Kilogramm Gerste ab Hof, unterteilt nach Inputgruppen.

Beim Treibhauspotenzial (s. Tabelle 26) schnitt die Produktion in der Schweiz ebenfalls ähnlich wie jene in Deutschland und Frankreich. Die Aufteilung der Emissionen auf die verschiedenen Inputgruppen war ähnlich wie beim Weizen. Bei den übrigen ressourcenbezogenen Umweltwirkungen lagen grösstenteils dieselben Ursachen für die Bewertungsreihenfolge vor wie bei Weizen: Gerste aus der Schweiz war wegen der Stickoxidemissionen aus den Feldarbeiten bei der Ozonbildung deutlich ungünstiger zu bewerten als Gerste aus Deutschland und Frankreich. Die Mineraldüngemenge Phosphor und Kali war in Deutschland leicht, in Frankreich deutlich niedriger als in der Schweiz, sodass der Ressourcenbedarf P und K in der Schweiz deutlich höher war. Beim Flächenbedarf schnitt die Schweiz ähnlich ab wie Deutschland und Frankreich. Der Wasserbedarf (WSI) war in der Schweiz sehr viel geringer als in Deutschland und Frankreich.

3.4.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Bei allen vier Umweltwirkungen aus diesem Bereich waren die Emissionen in der Schweiz leicht erhöht im Vergleich zum Ausland, die Unterschiede waren aber nicht bedeutend. Nur bei der aquatischen Eutrophierung P schnitt die französische Produktion günstiger ab als die schweizerische, was auf die geringere P-Düngemenge in Frankreich zurückzuführen war.

3.4.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Die Bewertungsreihenfolge war hier anders als beim Weizen. Bezüglich der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität war die schweizerische Produktion etwa gleich zu bewerten wie die deutsche, aber deutlich günstiger als die französische Produktion. Abbildung 10 zeigt den Beitrag verschiedener Inputs zur terrestrischen Ökotoxizität bei Gerste. Der Pestizideinsatz spielte eine wichtige Rolle, wobei die Herbizide Chlortoluron und Isoproturon bei weitem den grössten Anteil an den Emissionen ausmachten, und in geringerer Masse auch Diflufenican und das Fungizid Spiroxamin (vgl. Anhang, Tabelle 69). In Frankreich war der Einsatz von Chlortoluron besonders hoch und entscheidend für das Ergebnis. Schwermetallemissionen aus den eingesetzten Düngemitteln hatten ebenfalls einen grossen Anteil, vor allem in Deutschland.

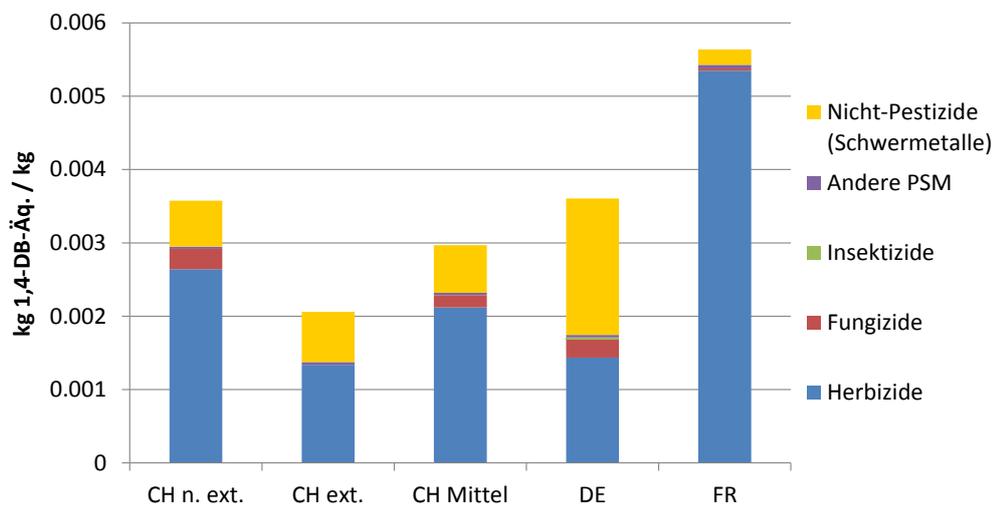


Abbildung 10: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Gerste ab Hofter.

Bezüglich der aquatischen Ökotoxizität war die Produktion in der Schweiz und in Deutschland ähnlich zu bewerten und deutlich günstiger als die Produktion in Frankreich. Der Einsatz des Herbizids Chlortoluron war hier entscheidend. Der Anteil der Emissionen, die nicht aus dem Pestizideinsatz stammen, lag zwischen 10 % in Frankreich und 42 % bei Extensio-Produktion in der Schweiz und war hauptsächlich auf die Düngemittelproduktion, auf den Strombedarf für die Bewässerung und auf die Feldarbeiten zurückzuführen. Bei der Humantoxizität war die Schweiz deutlich ungünstiger zu bewerten als Deutschland und Frankreich. Die Resultate wurden hier überwiegend von Emissionen aus der Düngemittelproduktion, dem Maschineneinsatz und dem Strombedarf für die Bewässerung bestimmt.

3.5 Umweltwirkungen Speisekartoffeln

3.5.1 Übersicht

Tabelle 27 zeigt die Übersicht über alle Ergebnisse für den Anbau von Speisekartoffeln. Eine eindeutige Gesamtbewertung der Herkunftsländer war hier nicht möglich. Zwischen der Schweiz und Deutschland bestanden nur bei wenigen Umweltwirkungen deutliche Bewertungsunterschiede. Beim Ressourcenbedarf P war die Schweizer Produktion ungünstiger, beim Wasserbedarf deutlich günstiger zu bewerten als jene in Deutschland. Die französische Produktion hingegen war bei mehreren Umweltwirkungen günstiger zu bewerten als die schweizerische, und zwar beim Energiebedarf, beim Ressourcenbedarf P und K und bei der Humantoxizität. Der Wasserbedarf lag allerdings in Frankreich deutlich höher als in der Schweiz. Die Kartoffeln aus den Niederlanden waren tendenziell ungünstiger zu bewerten als jene aus der Schweiz und aus den anderen Ländern. Zwar lagen sie beim Ressourcenbedarf P und K und bei der aquatischen Eutrophierung P günstiger als Schweizer Kartoffeln, beim Treibhauspotenzial, beim Wasserbedarf sowie bei den übrigen nährstoffbezogenen Umweltwirkungen waren sie aber deutlich ungünstiger zu bewerten. Bei Kartoffeln waren die Ertragsunterschiede zwischen den Herkunftsländern sehr viel grösser als bei den Getreiden: In den Niederlanden war der Flächenertrag 25 % höher als in der Schweiz, in Deutschland war er um 6 % und in Frankreich um 15 % höher. Diese Ertragsunterschiede wirkten sich teilweise stark auf die Bewertungsreihenfolge aus, oder sie schwächten die Unterschiede zwischen den Ländern zumindest ab.

Tabelle 27: Übersicht über die Umweltwirkungen des Anbaus von Speisekartoffeln in der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Kartoffeln.

Umweltwirkungen		Einheit	CH	DE	FR	NL
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	9.13E-01	9.16E-01	7.62E-01	8.68E-01
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	1.09E-01	1.11E-01	1.01E-01	1.30E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	7.21E-01	7.03E-01	6.41E-01	7.13E-01
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>Person*ppm*h</i>	4.94E-05	4.79E-05	4.36E-05	4.85E-05
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	5.40E-03	4.81E-03	4.09E-03	4.03E-04
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	5.27E-04	3.87E-04	3.72E-04	3.59E-05
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	3.00E-01	3.06E-01	2.75E-01	2.59E-01
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	9.68E-04	3.71E-03	3.95E-03	9.57E-03
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	8.93E-05	4.46E-04	7.16E-04	2.93E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	4.76E-02	5.99E-02	4.87E-02	9.89E-02
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	<i>kg N</i>	1.39E-03	1.72E-03	1.58E-03	2.20E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	<i>kg P</i>	3.45E-05	3.41E-05	2.65E-05	2.17E-05
	Versauerungspotenzial	<i>m²</i>	1.45E-02	1.72E-02	1.41E-02	2.55E-02
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	4.91E-03	3.30E-03	3.78E-03	6.58E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	3.89E-02	3.80E-02	3.10E-02	3.07E-02
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	6.87E-02	4.67E-02	3.96E-02	5.66E-02

3.5.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Bezüglich des Energiebedarfs war nur die französische Produktion günstiger zu bewerten als die schweizerische. Insgesamt wurde beim Vergleich Schweiz-Ausland ein höherer Energiebedarf für die Bewässerung und die Vorketten der Düngemittel im Ausland durch den geringeren Energiebedarf beim Maschineneinsatz sowie durch die höheren Flächenerträge ausgeglichen.

Beim Treibhauspotenzial (Abbildung 11) waren Kartoffeln aus den Niederlanden trotz des höheren Flächenertrages ungünstiger zu bewerten als Kartoffeln aus der Schweiz, da in den Niederlanden überproportional mehr Stickstoff gedüngt wird, weswegen die Lachgasemissionen entsprechend deutlich höher waren. In Deutschland wirkten sich höhere CO₂-Emissionen durch den höheren Harnstoffeinsatz leicht ungünstig gegenüber der Schweiz aus, was aber durch geringere Treibhausgasemissionen aus dem Zwischenfruchtanbau ausgeglichen wurde. Die Produktion in Frankreich wies sowohl geringere CO₂-Emissionen aus dem Maschineneinsatz als auch geringere Emissionen aus dem Zwischenfruchtanbau und der Saatgutproduktion auf und war so günstiger zu bewerten als die Schweizer Produktion.

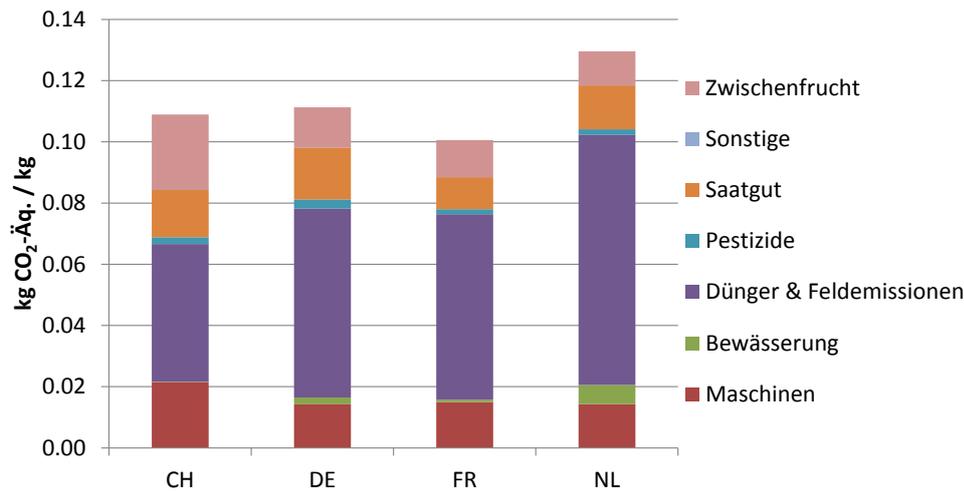


Abbildung 11: Treibhauspotenzial pro Kilogramm Kartoffeln ab Hoftor, unterteilt nach Inputgruppen.

Hinsichtlich der Ozonbildung waren für den Kartoffelanbau keine deutlichen Unterschiede zwischen den Ländern erkennbar. Die NO_x -Emissionen aus den Feldarbeiten waren zwar in Deutschland, Frankreich und den Niederlanden durch die Verwendung der AGRIBALYSE-Inventare etwas geringer als in der Schweiz, dafür waren die NO_x -Emissionen aus der Düngemittelproduktion und aus den direkten Feldemissionen im Ausland höher. Der Ressourcenbedarf P und K war in allen drei Importländern günstiger zu bewerten als in der Schweiz. In Deutschland und Frankreich lag er zwischen 71 und 89 % des Schweizer Bedarfs, in den Niederlanden betrug er sogar nur 7 % des Bedarfs in der Schweiz. Hier spielten der unterschiedliche P- und K-Düngebedarf sowie die ausgebrachten Mengen verschiedener Hofdüngerarten bzw. die daraus resultierende Menge an eingesetzten Mineraldüngern hinein. Der Flächenbedarf spiegelte die Ertragsverhältnisse wider, war aber nicht deutlich verschieden zwischen den vier Ländern. Dagegen wiesen die Importländer einen deutlich höheren Wasserbedarf auf als die Kartoffelproduktion in der Schweiz.

3.5.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Im gesamten Bereich der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen unterschied sich der Kartoffelanbau in den Niederlanden deutlich von dem in den anderen Ländern. Bei der terrestrischen Eutrophierung (Abbildung 12) und der Versauerung (Tabelle 27) war die Reihenfolge der Länder gleich, da beide Umweltwirkungen hauptsächlich auf Ammoniakemissionen basieren. Die Schweiz und Frankreich waren sehr ähnlich, während Deutschland leicht erhöhte und die Niederlande deutlich höhere Ammoniakemissionen aufwiesen. In den Niederlanden wurde deutlich mehr Hofdünger ausgebracht als in den anderen Ländern, und zwar fast ausschliesslich Hühnermist. Dieser enthält mehr löslichen Stickstoff als Rindermist und verursacht somit auch höhere Ammoniakemissionen.

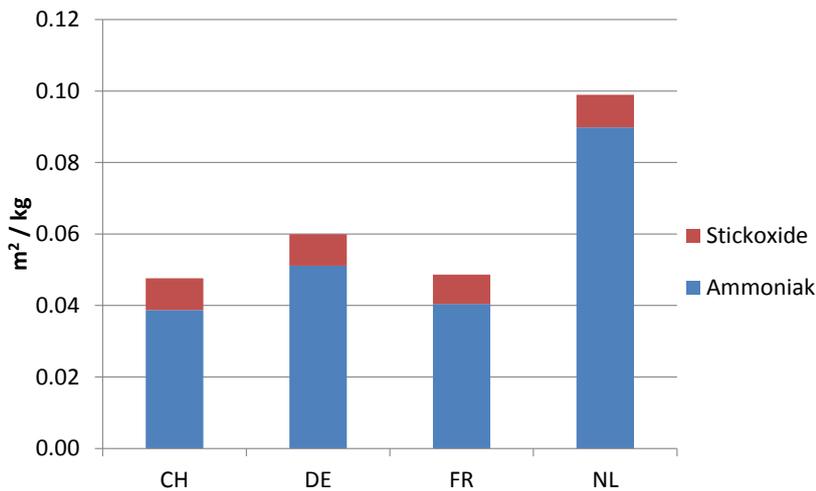


Abbildung 12: Terrestrische Eutrophierung pro Kilogramm Kartoffeln ab Hoftor.

Die aquatische Eutrophierung N wurde von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Die Niederlande waren hier deutlich ungünstiger zu bewerten als die Schweiz, Deutschland und Frankreich. Zum einen spielte die Höhe der N-Düngung hinein, zum anderen war der Zeitpunkt für die Ausbringung von mineralischem Stickstoffdünger in der Schweiz im April, in den anderen Ländern gemäss KTBL (2012) im März. Bei der Berechnung mit SALCA-Nitrat ist das Auswaschungsrisiko für ausgebrachten Stickstoff im März grösser als im April. Diese so entstehende ungünstige Bewertung für die Importländer wurde durch Unterschiede in den Winterniederschlägen abgeschwächt, die in Deutschland, Frankreich und den Niederlanden zwischen 10 % und 25 % niedriger waren als in der Schweiz. Durch die Berechnung in SALCA-Nitrat verringert sich auch das Nitratauswaschungspotenzial um denselben Faktor. Ebenfalls abschwächend für die Bewertung pro Kilogramm Kartoffeln wirkten die höheren Flächenerträge in den Importländern verglichen mit der Schweiz.

Unter den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen bildete die aquatische Eutrophierung P (Abbildung 13) eine Ausnahme. Dort waren die Niederlande deutlich günstiger zu bewerten als die anderen Länder. Hier hatten der geringere Austrag durch Bodenerosion und Oberflächenabschwemmung sowie die höheren Flächenerträge in den Niederlanden einen günstigen Einfluss.

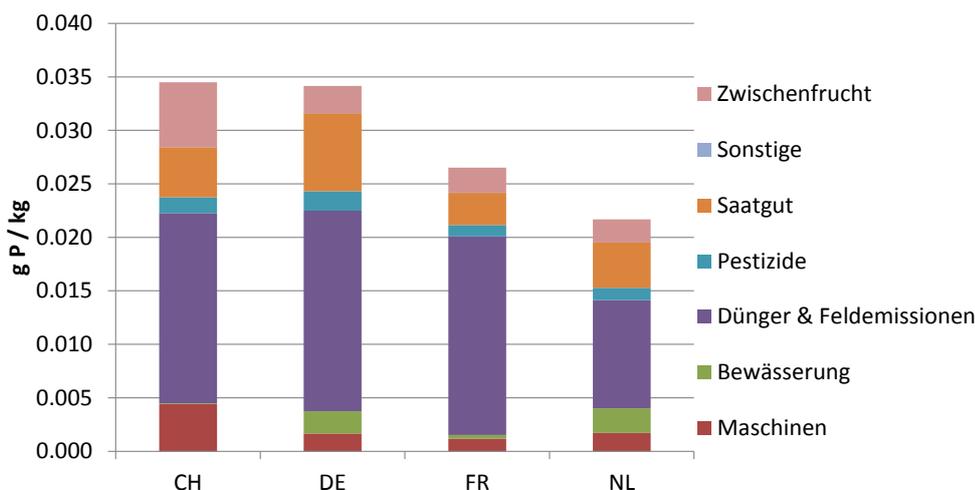


Abbildung 13: Aquatische Eutrophierung P pro Kilogramm Kartoffeln ab Hoftor, unterteilt nach Inputgruppen.

3.5.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Die terrestrische Ökotoxizität wurde fast ausschliesslich vom Pflanzenschutz bestimmt (Abbildung 14). Die Unterschiede zwischen den Ländern rührten von der Verwendung des Herbizides Diquat her (s. auch Anhang, Tabelle 70), das jeweils in unterschiedlichen Mengen eingesetzt wurde. Sie sind aber nicht als bedeutend einzustufen. Grössere Unterschiede zwischen den Herkunftsländern gab es hingegen bei der Humantoxizität (Abbildung 15). Diese wurde ebenfalls entscheidend vom Pestizideinsatz beeinflusst, zusätzlich aber auch vom Maschineneinsatz, der in der Schweiz in einer höheren Wirkung resultierte als in den anderen Ländern, sodass die Schweiz hier am ungünstigsten zu bewerten war.

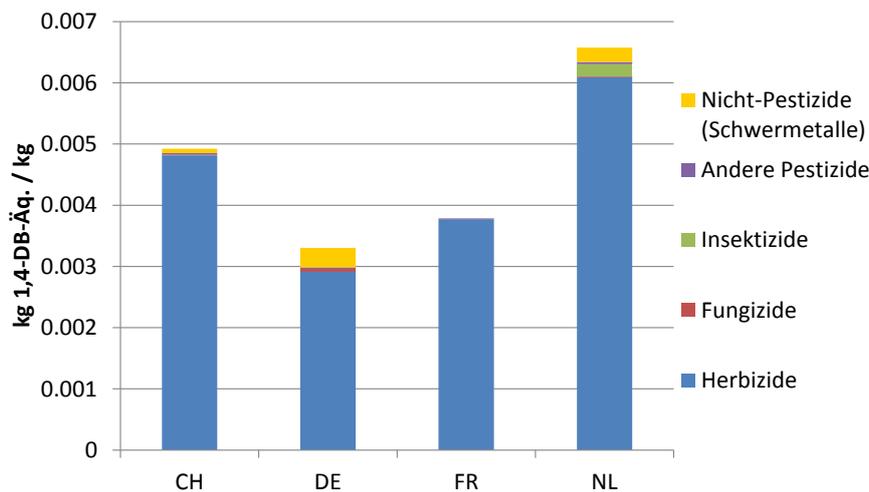


Abbildung 14: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Kartoffeln ab Hofter.

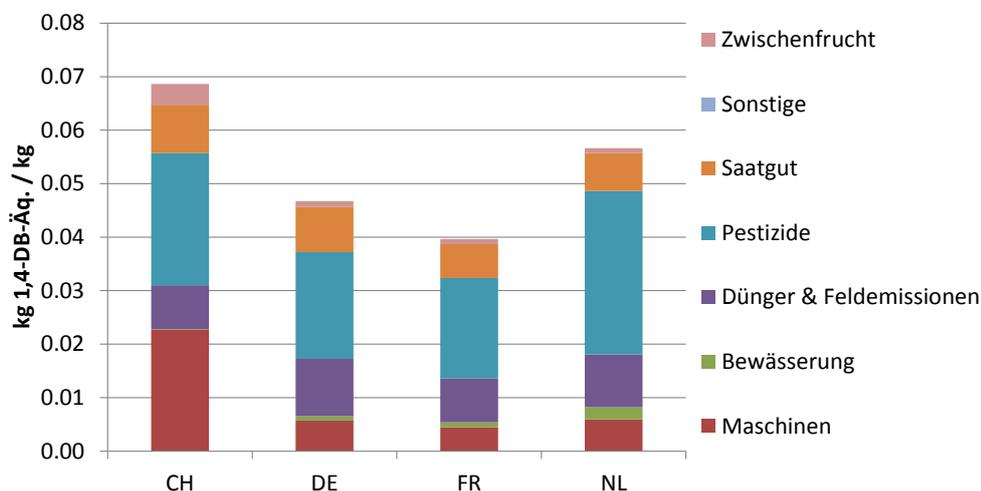


Abbildung 15: Humantoxizitätspotenzial pro Kilogramm Kartoffeln ab Hofter, unterteilt nach Inputgruppen.

3.6 Sensitivitätsanalyse organische Düngung

Da die Menge an eingesetztem Hofdünger einen grossen Einfluss auf manche Ergebnisse hat und da hier gleichzeitig Unsicherheiten in den Annahmen bestehen, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Schweizer Standardvarianten von Weizen- und Kartoffelanbau aus den bisher dargestellten Ergebnissen wurden mit je einer Variante mit deutlich höherem Einsatz von Hofdüngern und einer Variante mit rein mineralischer Düngung verglichen. Tabelle 28 zeigt die Abweichungen der Düngervarianten von den Ergebnissen der jeweiligen Standardvariante.

Die Düngeregime hatten einen starken Einfluss auf den Ressourcenbedarf P und K, da dieser direkt mit dem Mineraldüngerverbrauch zusammenhängt. Eine höhere organische Düngung führte durch den geringen Mineraldüngereinsatz bei Weizen und Kartoffeln zu einem deutlich tieferen Phosphor- und Kalibedarf. Die Variante mit rein mineralischer Düngung führte bei Weizen nicht zu einem deutlich höheren Ressourcenbedarf P und K, weil sich die Menge an ausgebrachtem Mineraldünger hier nicht sehr stark von der Standardvariante unterschied. Bei Kartoffeln waren die Unterschiede in der Düngemenge zwischen den Düngevarianten grösser, sodass hier bei rein mineralischer Düngung ein deutlich höherer Ressourcenverbrauch P und K zu verzeichnen ist als bei der Standardvariante.

Unter den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen wurden vor allem die terrestrische Eutrophierung und die Versauerung von den Düngevarianten beeinflusst. Beide sind direkt von der Höhe der Ammoniakemissionen durch organische Düngung abhängig und verschlechterten sich sowohl bei Weizen als auch bei Kartoffeln, wenn mehr organisch gedüngt wurde. Rein mineralische Düngung führte zu einer Verbesserung bei den beiden Umweltwirkungen. Beim Weizen wirkte sich eine hohe organische Düngung auch auf die terrestrische Ökotoxizität aus, da sich der Schwermetalleintrag durch die Hofdünger erhöhte. Diese Änderung war aber nach den Grenzwerten in Tabelle 65 (Anhang) nicht als deutlich einzustufen, und auch die anderen Umweltwirkungen veränderten sich nicht stark durch die Düngevarianten.

Es ist zu beachten, dass bei den Düngevarianten als einzige Parameter die mineralische und organische Düngemenge geändert wurden. Gerade bei Getreide müsste in realistischen Szenarien auch die geerntete Strohmenge an eine andere Tierhaltung angepasst werden. Dadurch würde sich einerseits der Düngebedarf pro Hektare ändern, andererseits würde sich dies auf den Allokationsfaktor für Korn und Stroh auswirken. Beides würde teilweise zu deutlich anderen Ergebnissen führen als hier gezeigt.

Tabelle 28: Prozentuale Abweichung der Düngevarianten von den Ergebnissen der jeweiligen Standardvariante für Weizen und Kartoffeln aus der Schweiz.

	Weizen hohe organ. Düngung	Weizen nur mineral. Düngung	Kartoffeln hohe organ. Düngung	Kartoffeln nur mineral. Düngung
Energiebedarf	-14%	3%	-9%	4%
Treibhauspotenzial	-4%	0%	-4%	0%
Ozonbildung Vegetation	-7%	0%	-5%	2%
Ozonbildung Human	-8%	0%	-5%	2%
Ressourcenbedarf K	-97%	10%	-42%	20%
Ressourcenbedarf P	-46%	13%	-53%	38%
Flächenbedarf	0%	0%	0%	0%
Wasserbedarf (WSI)	-8%	2%	-9%	5%
terr. Eutrophierung	35%	-35%	68%	-24%
aq. Eutrophierung N	7%	-5%	7%	-2%
aq. Eutrophierung P	-22%	5%	-19%	13%
Versauerung	26%	-28%	48%	-16%
terr. Ökotox.	19%	-10%	1%	0%
aq. Ökotox.	-6%	1%	-3%	1%
Humantox.	-10%	1%	-4%	2%

3.7 Gesamte Kette Brot

3.7.1 Übersicht

In Tabelle 29 sind die Umweltwirkungen der gesamten Kette für Weizenbrot – diese enthält den Anbau, die Transporte und die Verarbeitung – zusammengestellt. Für die Schweizer Produktion wurde das Mittel aus Nicht-Extensio- und Extensio-Anbau verwendet. Insgesamt folgte die Bewertung derjenigen, die durch den Anbau vorgegeben war. Die nachgelagerten Stufen machten bei einigen Umweltwirkungen einen Anteil von über 15 % an der gesamten Kette aus (siehe Tabelle 30), bewirkten aber in den meisten Fällen keine Änderung der Bewertungsreihenfolge. Bei manchen Umweltwirkungen, vor allem im ressourcenbezogenen

Bereich, verminderten sich aber durch das Hinzufügen der nachgelagerten Stufen die prozentualen Unterschiede zwischen den Ländern. So lag das Treibhauspotenzial und das Ozonbildungspotenzial von Brot aus deutschen und französischen Weizen zwar immer noch tiefer als von Brot aus Schweizer Weizen, die Unterschiede waren aber nicht mehr als deutlich zu bezeichnen.

Tabelle 29: Übersicht über die Umweltwirkungen von Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Brot an der Verkaufsstelle.

Umweltwirkungen		Einheit	CH	DE	FR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	5.81E+00	5.66E+00	5.88E+00
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	5.24E-01	5.02E-01	5.04E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	3.03E+00	2.49E+00	2.70E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>Person*ppm* h</i>	2.07E-04	1.71E-04	1.85E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	6.54E-03	6.03E-03	3.00E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	3.18E-03	2.90E-03	1.27E-03
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	1.43E+00	1.18E+00	1.23E+00
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	6.84E-03	1.41E-02	2.97E-02
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	6.31E-04	1.70E-03	5.38E-03
	Nährstoffbez.	Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	2.43E-01	2.36E-01
Aquatisches Eutrophierungspotenzial N		<i>kg N</i>	6.19E-03	5.89E-03	5.30E-03
Aquatisches Eutrophierungspotenzial P		<i>kg P</i>	1.63E-04	1.52E-04	1.13E-04
Versauerungspotenzial		<i>m²</i>	6.92E-02	6.66E-02	5.87E-02
Schadstoffbez.	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.80E-03	3.56E-03	1.08E-03
	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	9.93E-02	9.56E-02	7.56E-02
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.60E-01	1.21E-01	1.13E-01

Tabelle 30: Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der gesamten Kette von Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen.

	CH	DE	FR
Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	53%	57%	61%
Treibhauspotenzial	26%	28%	33%
Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	21%	28%	41%
Ozonbildungspotenzial (Human)	21%	28%	42%
Ressourcenbedarf Kalium	0%	0%	0%
Ressourcenbedarf Phosphor	0%	0%	0%
Flächenbedarf	0%	0%	0%
Wasserbedarf (WSI)	28%	14%	7%
terrestrisches Eutrophierungspotenzial	3%	3%	6%
aquatisches Eutrophierungspotenzial N	0%	1%	1%
aquatisches Eutrophierungspotenzial P	12%	14%	20%
Versauerungspotenzial	6%	7%	12%
terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	1%	1%	2%
aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	31%	35%	46%
Humantoxizitätspotenzial	21%	34%	38%

3.7.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Abbildung 16 zeigt eine Auswahl der ressourcenbezogenen Umweltwirkungen, unterteilt in die Stufen Weizenanbau und nachgelagerte Prozesse. Letztere waren vor allem beim Energiebedarf und beim Treibhauspotenzial relevant. Bei beiden Umweltwirkungen machten die Verarbeitung in der Mühle und der Bäckerei einen deutlich grösseren Anteil aus als die Transporte (Abbildung 17). Da die Verarbeitung in allen Fällen in der Schweiz stattfindet, waren diese Werte für alle Herkunftsländer gleich. Die grösseren Transportdistanzen für Getreide aus Deutschland und Frankreich bewirkten beim Energiebedarf eine Verbesserung von Brot aus schweizerischem Weizen gegenüber Brot aus ausländischem Weizen. Auch beim Treibhauspotenzial wurden die Unterschiede auf Stufe Anbau durch die Transporte noch relativiert.

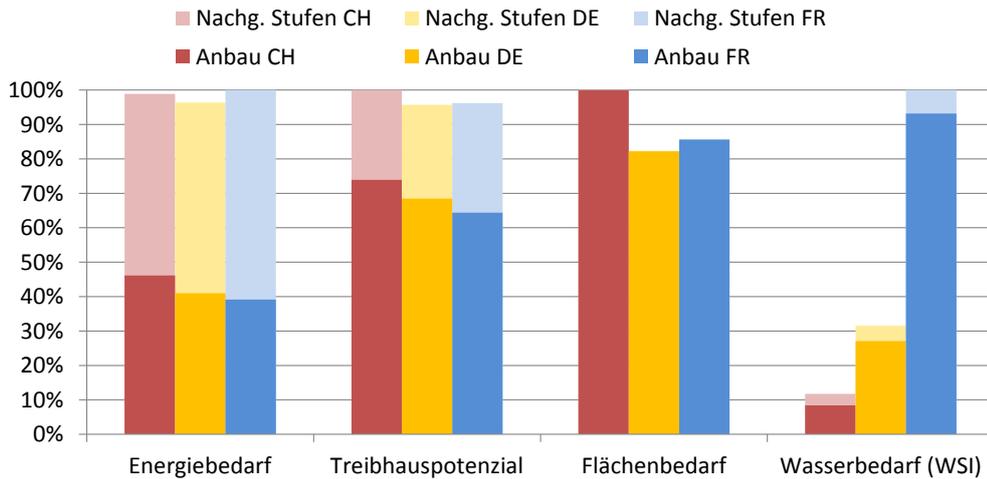


Abbildung 16: Ressourcenbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen.

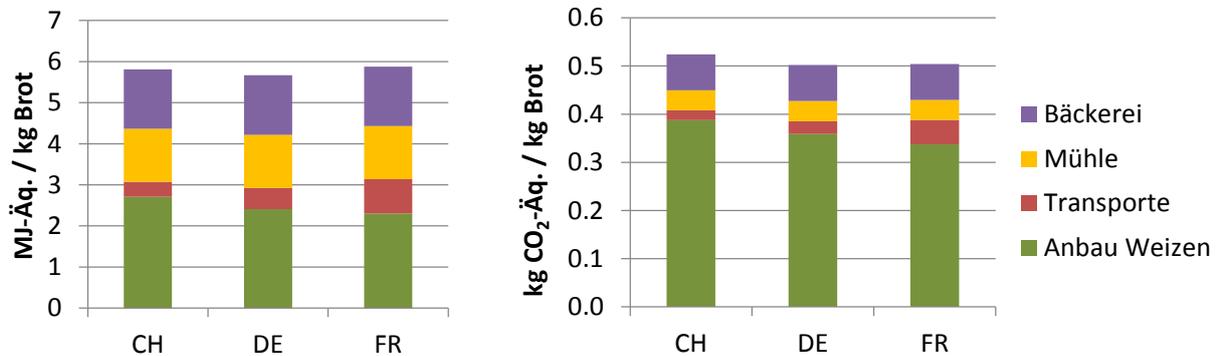


Abbildung 17: Energiebedarf und Treibhauspotenzial von 1 kg Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen.

3.7.3 Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Aus Abbildung 18 und Abbildung 19 wird ersichtlich, dass die nachgelagerten Stufen bei den übrigen Umweltwirkungen keinen entscheidenden Einfluss auf die Bewertungsreihenfolge hatten. Hauptsächlich spielte hier die Verarbeitung in der Mühle hinein, die für alle Länder gleich war. Dort war der Strombedarf entscheidend – nämlich der Atomstromanteil und Kupferverbrauch für das Stromnetz –, und bei der aquatischen Ökotoxizität auch die Entsorgung von Müllereiabfällen.

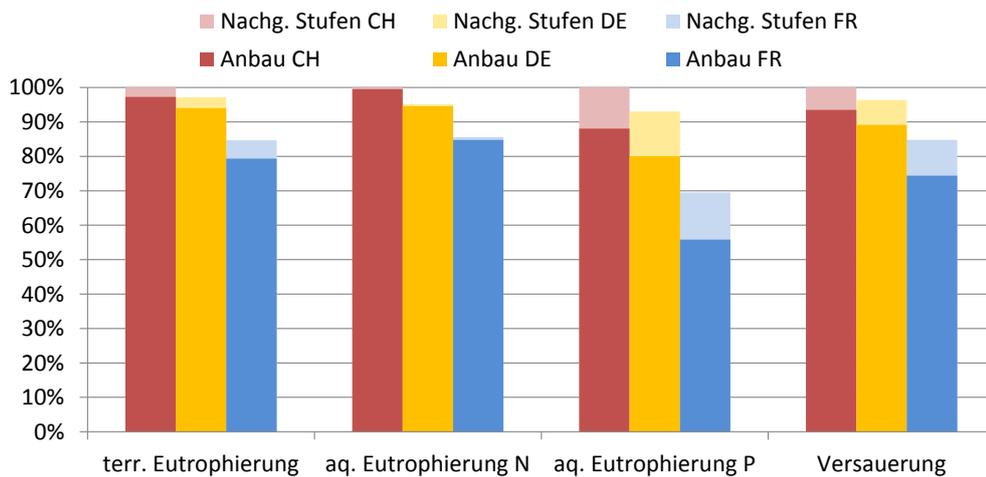


Abbildung 18: Nährstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen.

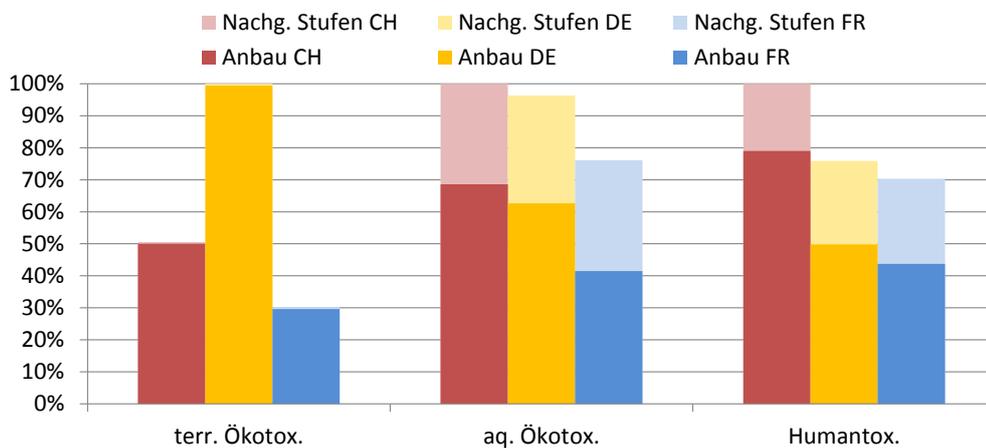


Abbildung 19: Schadstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Brot aus schweizerischem, deutschem und französischem Weizen.

3.8 Gesamte Kette Futtergerste

3.8.1 Übersicht

Tabelle 31 zeigt die Umweltwirkungen der gesamten Kette von Futtergerste bis zur Verkaufsstelle. Auch hier wurde für die Schweizer Produktion das Mittel aus Nicht-Extenso- und Extenso-Anbau verwendet. Der Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der Gesamtkette war hier deutlich geringer als bei Weizenbrot, da die Verarbeitung nur die Vermahlung und Mischung in der Futtermühle beinhaltete und somit weniger aufwendig war als die Brotherstellung. Daher hatten innerhalb der nachgelagerten Stufen die Transporte einen grösseren Anteil an den Umweltwirkungen. Beim Energiebedarf, dem Ozonbildungspotenzial und bei der Humantoxizität gab es einen bedeutenden Anteil der nachgelagerten Stufen an der Gesamtkette (für die Schweizer Gerste lag er zwischen 8 % und 23 %, für die ausländische Gerste zwischen 18 % und 36 %, siehe Tabelle 32). Beim Ozonbildungspotenzial und bei der Humantoxizität gab es durch das Hinzufügen der nachgelagerten Stufen eine deutliche Veränderung der Bewertungsreihenfolge der verschiedenen Herkunftsländer. Während beim Anbau hier vor allem die

französische Gerste günstiger abschnitt als die schweizerische und die deutsche, waren jetzt alle Länder ähnlich zu bewerten.

Tabelle 31: Übersicht über die Umweltwirkungen von Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Futtergerste an der Verkaufsstelle (Futtermühle).

Umweltwirkungen		Einheit	CH	DE	FR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	3.40E+00	3.73E+00	3.62E+00
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	3.84E-01	4.23E-01	3.87E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	2.58E+00	2.34E+00	2.41E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Person*ppm*h	1.76E-04	1.59E-04	1.64E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	1.06E-02	7.65E-03	4.28E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	3.36E-03	3.26E-03	1.57E-03
	Flächenbedarf	m ² a	1.39E+00	1.26E+00	1.24E+00
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	5.21E-03	1.46E-02	2.75E-02
	Wasserbedarf (WSI)	m ³	4.81E-04	1.75E-03	4.97E-03
Nährstoffbezogen	Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	2.09E-01	2.26E-01	1.89E-01
	Aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	6.96E-03	6.00E-03	6.56E-03
	Aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	1.55E-04	1.64E-04	1.13E-04
	Versauerungspotenzial	m ²	5.98E-02	6.38E-02	5.38E-02
Schadstoffbezogen	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	3.01E-03	3.66E-03	5.71E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	1.22E-01	1.02E-01	2.50E-01
	Humantoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	1.52E-01	1.21E-01	1.07E-01

Tabelle 32: Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der gesamten Kette von Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

	CH	DE	FR
Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	23%	30%	36%
Treibhauspotenzial	8%	12%	16%
Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	8%	18%	30%
Ozonbildungspotenzial (Human)	8%	18%	30%
Ressourcenbedarf Kalium	0%	0%	0%
Ressourcenbedarf Phosphor	0%	0%	0%
Flächenbedarf	0%	0%	0%
Wasserbedarf (WSI)	8%	4%	2%
terrestrisches Eutrophierungspotenzial	1%	2%	5%
aquatisches Eutrophierungspotenzial N	0%	0%	1%
aquatisches Eutrophierungspotenzial P	7%	14%	12%
Versauerungspotenzial	3%	5%	9%
terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	0%	0%	0%
aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	8%	17%	5%
Humantoxizitätspotenzial	14%	26%	30%

3.8.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

In Abbildung 20 und Abbildung 21 ist zu sehen, dass der Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der gesamten Kette beim Energiebedarf, dem Treibhauspotenzial und bei der

Ozonbildung mit zunehmender Transportentfernung ansteigt. Beim Energiebedarf und beim Treibhauspotenzial ergab sich dadurch aber keine Veränderung der Bewertungsreihenfolge – schweizerische, deutsche und französische Gerste waren hier ähnlich. NO_x-Emissionen aus den Transporten spielten beim Ozonbildungspotenzial eine entscheidende Rolle. Dort wurden die Unterschiede zwischen den Ländern auf Stufe Anbau, die sich aus dem unterschiedlichen Maschineneinsatz und den Flächenerträgen ergeben hatten, ausgeglichen, sodass alle Herkunftsländer jetzt ähnlich zu bewerten waren.

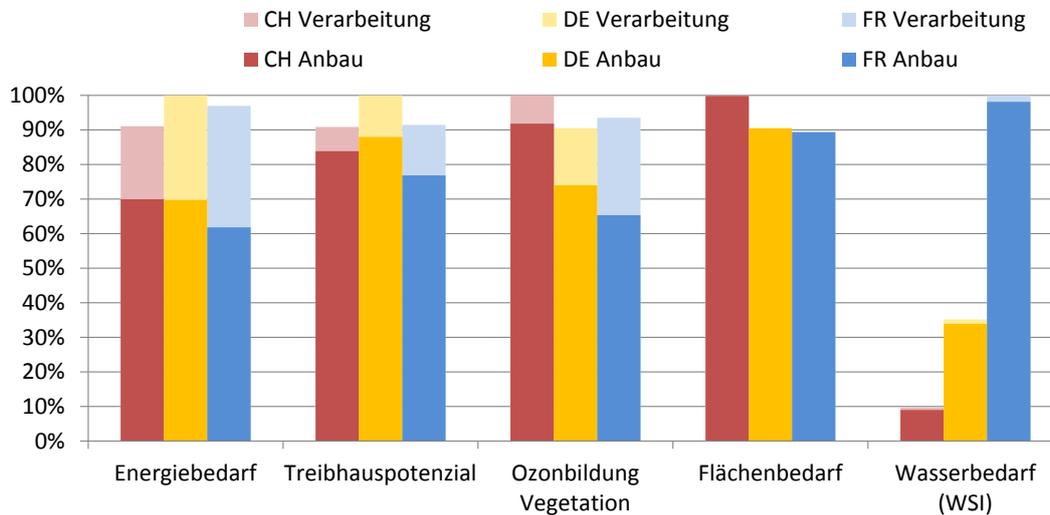


Abbildung 20: Ressourcenbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

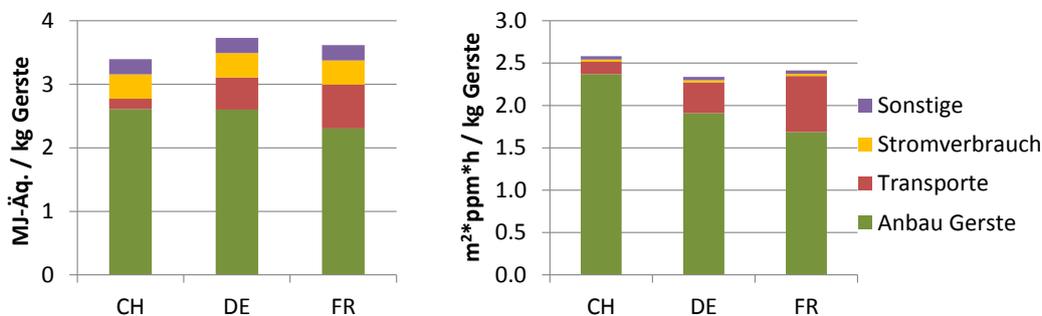


Abbildung 21: Energiebedarf und Ozonbildungspotenzial (Vegetation) von 1 kg Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

3.8.3 Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Der Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen war hier etwas geringer als bei Weizenbrot. Bei der aquatischen Ökotoxizität und bei der Humantoxizität war der Anteil der nachgelagerten Stufen am höchsten (Abbildung 22 und Abbildung 23). Dort spielten vor allem der Strombedarf in der Mühle sowie das Mühlegebäude (Aluminium und Kupfer) hinein. Einzig bei der Humantoxizität hatten die nachgelagerten Stufen einen entscheidenden Einfluss auf die Bewertungsreihenfolge der Länder. Alle drei Länder waren jetzt ähnlich zu bewerten.

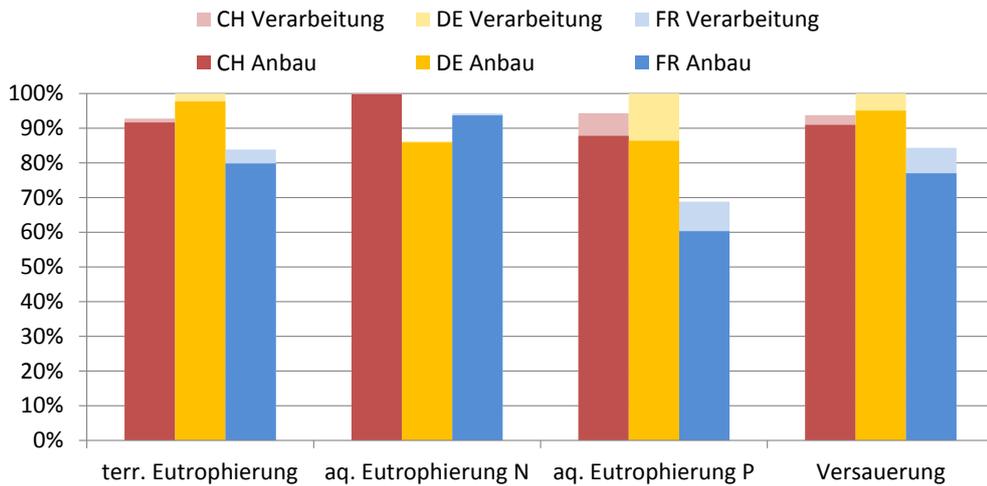


Abbildung 22: Nährstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

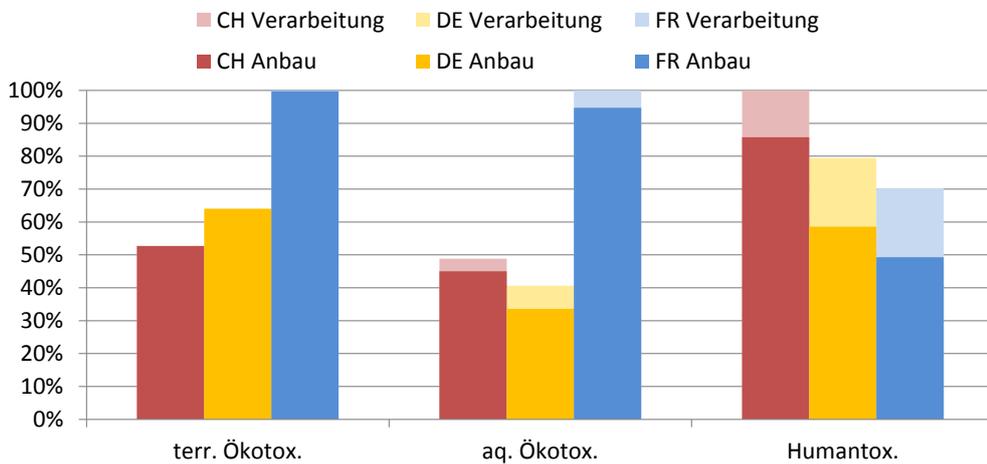


Abbildung 23: Schadstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Futtergerste aus der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

3.9 Gesamte Kette Speisekartoffeln

3.9.1 Übersicht

Bei Kartoffeln bot sich ein anderes Bild als bei den Getreiden: Die nachgelagerten Prozesse, vor allem die Transporte, hatten hier einen grossen Einfluss auf die Ergebnisse. Die Flächenerträge von Kartoffeln sind um das Sechs- bis Achtfache höher als jene von Getreide. Dadurch verringerten sich die Umweltwirkungen des Anbaus pro Kilogramm Produkt, und die nachgelagerten Stufen erhielten anteilmässig mehr Gewicht. Zudem wurde bei den Kartoffeln ein gekühlter Transport angenommen. Tabelle 33 zeigt die Ergebnisse für Umweltwirkungen der gesamten Kette der Speisekartoffeln, in Tabelle 34 sind die Anteile der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen dargestellt. In vielen Bereichen verschlechterte sich die Bewertung der ausländischen gegenüber den schweizerischen Kartoffeln durch die Transporte in die Schweiz, verändert sich also die Bewertungsreihenfolge der Länder. Nur bei den Umweltwirkungen, bei denen in den nachgelagerten Stufen so gut wie keine Emissionen entstehen, hatte weiterhin der Anbau den Hauptanteil, sodass sich hier die Bewertungsreihenfolge auch nicht änderte. Das waren der Ressourcenbedarf P und K, die durch den Mineraldüngereinsatz bestimmt werden, der Flächenbedarf, der

Wasserbedarf; ausserdem die aquatische Eutrophierung N, die hauptsächlich durch den Stickstoffdüngereinsatz bzw. das Nitratauswaschungspotenzial bestimmt wird, sowie die terrestrische Ökotoxizität, die vom Pestizideinsatz abhängt. Bei allen anderen Umweltwirkungen betrug der Anteil der nachgelagerten Stufen zwischen 15 % und 78 %. Die Reihenfolge zwischen den Ländern bei der aquatischen Ökotoxizität blieb ebenfalls gleich, da hier nur die Lagerung, nicht aber die Transporte bedeutend waren.

Tabelle 33: Übersicht über die Umweltwirkungen von Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden. Alle Werte sind bezogen auf 1 kg Kartoffeln an der Verkaufsstelle.

Umweltwirkungen		Einheit	CH	DE	FR	NL
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	1.87E+00	3.38E+00	3.22E+00	3.68E+00
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	1.58E-01	2.52E-01	2.42E-01	2.92E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	1.35E+00	2.87E+00	2.80E+00	3.23E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>Person*ppm*h</i>	9.22E-05	1.95E-04	1.91E-04	2.19E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	5.40E-03	4.81E-03	4.09E-03	4.03E-04
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	5.28E-04	3.88E-04	3.73E-04	3.70E-05
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	3.14E-01	3.20E-01	2.89E-01	2.74E-01
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	1.35E-03	4.42E-03	4.66E-03	1.03E-02
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	1.24E-04	5.30E-04	8.43E-04	3.17E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	5.58E-02	8.79E-02	7.66E-02	1.31E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	<i>kg N</i>	1.42E-03	1.83E-03	1.69E-03	2.33E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	<i>kg P</i>	7.32E-05	7.96E-05	7.19E-05	6.87E-05
	Versauerungspotenzial	<i>m²</i>	1.98E-02	3.09E-02	2.78E-02	4.12E-02
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	4.92E-03	3.34E-03	3.81E-03	6.61E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	7.60E-02	8.25E-02	7.54E-02	7.70E-02
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.57E-01	1.49E-01	1.42E-01	1.62E-01

Tabelle 34: Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der gesamten Kette von Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

	CH	DE	FR	NL
Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	51%	73%	76%	76%
Treibhauspotenzial	31%	56%	58%	56%
Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	47%	75%	77%	78%
Ozonbildungspotenzial (Human)	46%	75%	77%	78%
Ressourcenbedarf Kalium	0%	0%	0%	0%
Ressourcenbedarf Phosphor	0%	0%	0%	3%
Flächenbedarf	4%	5%	5%	5%
Wasserbedarf (WSI)	28%	16%	15%	8%
terrestrisches Eutrophierungspotenzial	15%	32%	37%	25%
aquatisches Eutrophierungspotenzial N	2%	6%	6%	5%
aquatisches Eutrophierungspotenzial P	53%	57%	63%	68%
Versauerungspotenzial	27%	44%	49%	38%
terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	0%	1%	1%	1%
aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	49%	54%	59%	60%
Humantoxizitätspotenzial	56%	69%	72%	65%

3.9.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Auf die gesamte Kette bezogen waren grosse Unterschiede zwischen der schweizerischen und der ausländischen Produktion bei Energiebedarf und Treibhauspotenzial zu verzeichnen (Abbildung 24). Bei diesen Umweltwirkungen waren die Unterschiede nur auf den Anbau bezogen grossenteils nicht bedeutend gewesen. Flächen- und Wasserbedarf blieben gleich wie beim Anbau, da hier die nachgelagerten Stufen nur sehr geringe Auswirkungen hatten. Bezüglich Energiebedarf und Treibhauspotenzial hatten Transporte und Lagerung in der Schweizer Produktion nur einen kleineren Anteil an der Gesamtkette (Abbildung 25), während der Anteil der Transporte bei der ausländischen Produktion deutlich anstieg. Beim Energiebedarf war ausserdem der Anteil der Lagerung grösser als beim Treibhauspotenzial, und zwar wegen des grossen Anteils Atomstrom im Schweizer Strommix. Dies gilt für alle Herkunftsländer, da die Lagerung in der Schweiz für alle Kartoffeln gleich war.

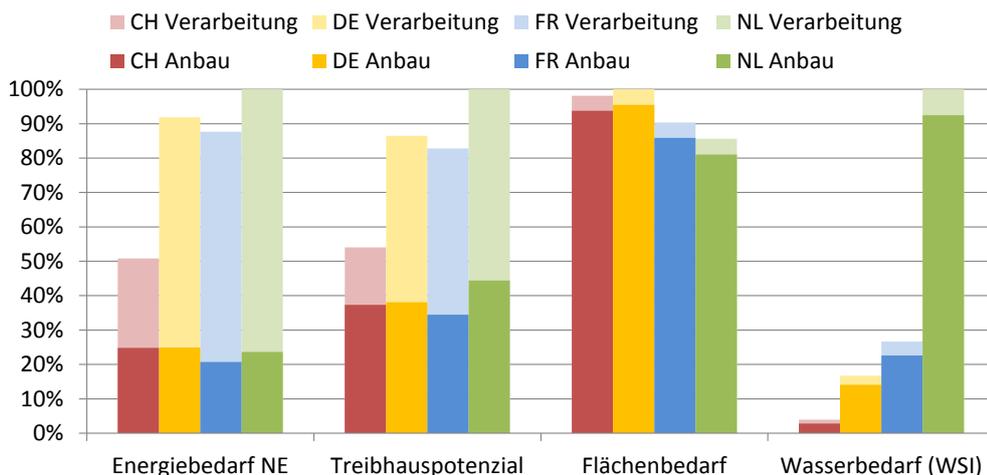


Abbildung 24: Ressourcenbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

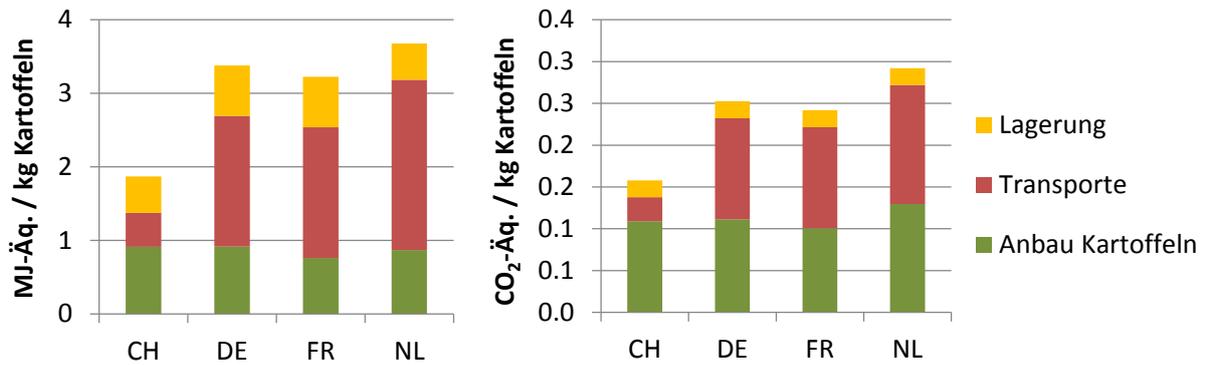


Abbildung 25: Energiebedarf und Treibhauspotenzial von 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

3.9.3 Nährstoff- und schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung spielten die NO_x-Emissionen aus den Transporten eine entscheidende Rolle (Abbildung 26, Abbildung 27). Durch sie änderte sich die Bewertungsreihenfolge der Länder so, dass alle importierten Kartoffeln ungünstiger zu bewerten waren als die schweizerischen, wobei die niederländischen Kartoffeln nach wie vor deutlich am ungünstigsten abschnitten. Bei der aquatischen Eutrophierung P hatten die Transporte eine untergeordnete Rolle, stattdessen wurde die Lagerung bedeutend. Hier war Kupfer, der für das Lagergebäude verwendet wird, der Hauptfaktor. Die Werte erscheinen hoch, liegen jedoch absolut gesehen in einer ähnlichen Größenordnung wie beispielsweise die für den Gebäudebedarf für die Lagerung von Futtergerste; etwas höher sind sie, weil Kartoffeln eine geringere Lagerungsdichte und damit pro Kilogramm ein höheres Lagervolumen aufweisen als Getreide.

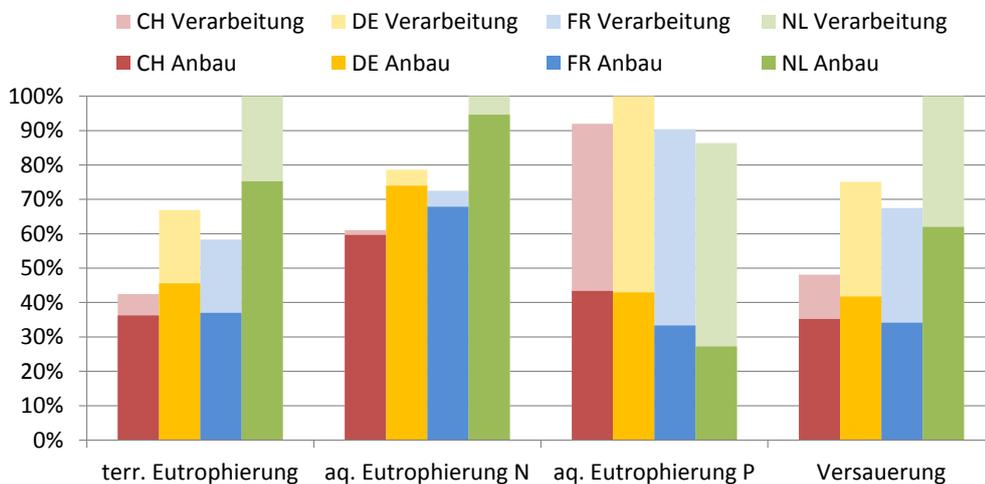


Abbildung 26: Nährstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

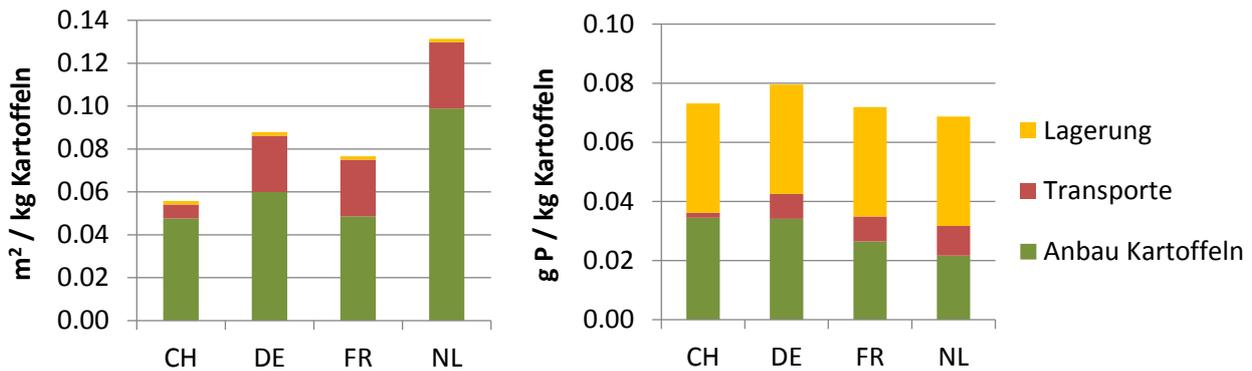


Abbildung 27: Terrestrische Eutrophierung und aquatische Eutrophierung P von 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

Bei der aquatischen Ökotoxizität und der Humantoxizität (Abbildung 28) hatte die Lagerung ebenfalls einen hohen Anteil in der Gesamtkette, und zwar hatte auch hier das Lagergebäude den grössten Einfluss. Die Unterschiede in der terrestrischen und der aquatischen Ökotoxizität waren schon auf Stufe Anbau als nicht bedeutend einzustufen, was auch bei Einbeziehung der nachgelagerten Stufen so blieb. Bezüglich der Humantoxizität waren französische Kartoffeln auf Stufe Anbau noch als deutlich günstiger einzustufen als Schweizer Kartoffeln. Durch das Hinzufügen der nachgelagerten Stufen wurde das relative Verhältnis der Ergebnisse für das Ausland zu den Ergebnissen für die Schweizer Produktion geringer, sodass die Unterschiede nicht mehr als deutlich einzustufen waren.

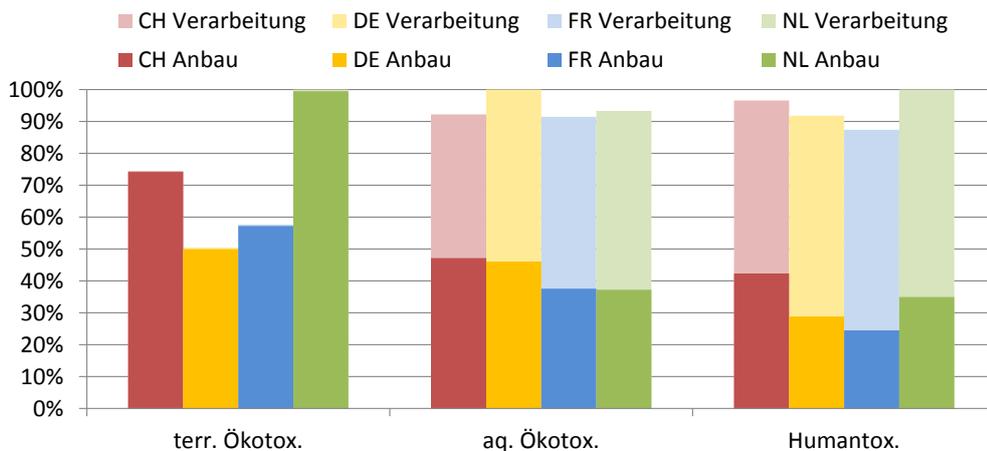


Abbildung 28: Schadstoffbezogene Umweltwirkungen, bezogen auf 1 kg Speisekartoffeln aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden.

3.10 Diskussion pflanzliche Produkte

Die Umweltwirkungen von Brot und Futtergerste wurden hauptsächlich vom Anbau bestimmt. Die nachgelagerten Stufen schwächten Unterschiede zwischen den Ländern, die sich aus dem Anbau ergaben, teilweise ab. Die Verarbeitung beider Getreidearten findet in der Schweiz statt und ist somit für alle Herkunftsländer gleich. Die Transporte waren bei Brot weniger bedeutsam als die Verarbeitung in der Mühle bzw. Bäckerei. Dies entspricht auch Ergebnissen aus Wiegmann *et al.* (2005), wo der Anteil der Bäckerei allerdings noch um einiges grösser war als hier. Bei Gerste hatten die Transporte einen etwas grösseren Anteil, sodass Änderungen der Annahmen sich hier mehr auswirken könnten. Die Transportentfernungen stellen mittlere Entfernungen aus den Importländern dar und können je nach Herkunftsregion noch deutlich schwanken. Die Verteilung zwischen Bahn und LKW, die laut

Expertenaussagen auch anders sein könnte als hier angenommen, hatte keinen grossen Einfluss auf die Ergebnisse für Getreide.

Die Umweltwirkungen von Speisekartoffeln an der Verkaufsstelle wurden zu einem grossen Anteil von den nachgelagerten Stufen bestimmt. Je nach Umweltwirkung hatten die Transporte und die Lagerung unterschiedliches Gewicht. Beim Energiebedarf, dem Treibhauspotenzial, der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung waren vor allem die Transportentfernungen entscheidend, während bei der aquatischen Eutrophierung P und bei den schadstoffbezogenen Umweltwirkungen die Lagerung bedeutend war. Laut Wiegmann *et al.* (2005) kann die gekühlte Lagerung von Kartoffeln 51 % der Treibhausgasemissionen der gesamten Kette ausmachen, was deutlich mehr ist als in unseren Ergebnissen. Transporte machen dort bei dem durchschnittlichen in Deutschland verbrauchten Frischgemüse etwa 15 % der Treibhausgasemissionen aus. Allerdings ist nicht genau erläutert, welche Lagerungsdauer oder welche Transportentfernung angenommen wurde (die Daten stammen aus der GEMIS-Datenbank, IINAS, 2013). Dass die Transportmittel einen grösseren Anteil an den Umweltwirkungen ausmachen, wenn die sonstige Produktion weniger zu Buche schlägt, entspricht auch unseren Ergebnissen – pro Kilogramm waren die absoluten Ergebnisse des Anbaus von Kartoffeln deutlich geringer als bei Getreide, sodass die nachgelagerten Stufen allein dadurch schon ein deutlicheres Gewicht erhielten. Trotz der Unterschiede zeigen auch diese Zahlen, dass die nachgelagerten Stufen bei Kartoffeln einen grossen Anteil ausmachen können.

Für den Anbau der verschiedenen Kulturen kristallisierten sich einige Haupteinflussfaktoren heraus, die bei vielen Umweltwirkungen einen Einfluss hatten. Hierzu gehört der Maschineneinsatz, also die Anzahl Arbeitsgänge und der Dieselverbrauch pro Arbeitsgang. Dieser hatte beim Getreide einen deutlichen Einfluss vor allem bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen und bei der aquatischen Ökotoxizität. Bei den Kartoffeln war der Maschineneinsatz weniger bedeutend. Unterschiede beim Maschineneinsatz zwischen der Schweizer Produktion und jener im Ausland rühren von der Grundannahme her, dass in der Schweiz die Parzellen kleiner sind und kleinere Maschinen zum Einsatz kommen als im Ausland. So wurden für die Feldarbeiten in der Schweiz die SALCA-Inventare zugrunde gelegt, und für die Feldarbeiten im Ausland Inventare aus der französischen AGRIBALYSE-Datenbank, die auf neueren Erhebungen basiert. Würden für alle Länder die AGRIBALYSE-Inventare verwendet, so würden diese Unterschiede zwischen der Schweiz und dem Ausland schwinden. Die Schweiz weist aber tatsächlich einen der höchsten Mechanisierungsgrade der Welt auf (Roches *et al.*, 2010), was zu einer tieferen Auslastung der Maschinen auf den Betrieben führt; gleichzeitig sind die Schlaggrössen geringer als in den meisten anderen europäischen Regionen, wodurch pro Arbeitsgang zu einem höheren Dieselverbrauch führt (vgl. Datensammlungen wie KTBL, 2012). Beides führt zu höheren Umweltbelastungen.

Der Bewässerungsbedarf pro Tonne Erntegut ist in Deutschland und Frankreich etwa drei- bis achtmal höher als in der Schweiz, in den Niederlanden sogar achtzehnmal höher. Für den Wasserbedarf, auch unter Berücksichtigung des Wasserstress-Index, ist die Bewässerung entscheidend. Aber auch beim Energiebedarf kann eine hohe Bewässerung durchaus einen entscheidenden Einfluss haben, wie es beispielsweise beim Vergleich von schweizerischen mit niederländischen Kartoffeln der Fall ist. Die Angaben zur Bewässerungsmenge sind mit Unsicherheiten behaftet. In Pfister *et al.* (2011) werden Annahmen getroffen, die einen globalen Vergleich von Kulturen ermöglichen, aber nicht unbedingt den realen Wasserverbrauch der Kulturen in den einzelnen Ländern widerspiegeln. So ermittelten Weber & Schild (2007), dass in der Schweiz 16 % der Kartoffelanbauflächen regelmässig oder gelegentlich bewässert werden. Pfister *et al.* (2011) legen für Schweizer Kartoffeln 2.5 % bewässerte Fläche zugrunde. In Deutschland werden gemäss der Landwirtschaftszählung/Haupterhebung 2010 (DESTATIS, 2010) 32 % der Kartoffelfläche bewässert, wo Pfister *et al.* (2011) von 7 % bewässerter Fläche ausgehen. Der Unterschied zwischen der Schweiz und Deutschland ist also gemäss diesen Erhebungen ähnlich wie hier angenommen – in Deutschland wird deutlich mehr bewässert als in der Schweiz. Die getroffenen Annahmen entsprechen auch generellen Angaben aus FAO (2013), wo der Anteil bewässerter Fläche an der gesamten LN in der Schweiz und Deutschland ähnlich ist (4 % resp. 3 % der LN), in Frankreich und den Niederlanden aber deutlich höher liegt (9 % resp. 25 % der LN). Die tatsächlich verbrauchten Wassermengen könnten in der Realität aber deutlich höher liegen als hier angenommen.

Die Vorketten für eingesetzte Mineraldünger bzw. die Düngemenge spielten ebenfalls eine wichtige Rolle bei einigen Umweltwirkungen. Ausser beim Ressourcenbedarf P und K waren sie bei der aquatischen Eutrophierung P, der aquatischen Ökotoxizität und teilweise bei der Humantoxizität bedeutend. Die Grundannahmen, die hierfür entscheidend sind, sind die Gesamthöhe des Düngedarfs und der Einsatz organischer Düngemittel. Die Sensitivitätsanalyse zur organischen Düngung hat gezeigt, dass sich der Ressourcenbedarf P und K bei einem verringerten Einsatz von Mineraldüngern deutlich senken kann. Gleiches gilt für die aquatische Eutrophierung P. Günstige Auswirkungen eines verstärkten Mineraldüngereinsatzes bzw. eines verringerten Hofdüngereinsatzes waren vor allem bei Weizen sichtbar, wo sich die terrestrische Eutrophierung und die Versauerung deutlich verringerten. Die Ökotoxizität und Humantoxizität wurden von den Düngewarianten nicht beeinflusst. Es ist zu beachten, dass die in der Sensitivitätsanalyse betrachteten Varianten Grenzwerte darstellen, sodass bei nur leichten Veränderungen des Düngeregimes die Änderungen der Ergebnisse grösstenteils nicht deutlich wären.

Bezüglich des Ländervergleichs unterschieden sich die Grundannahmen zum Düngedarf vor allem bei Phosphor und Kali teilweise deutlich. Die Empfehlung für Stickstoffdüngung ist bei Kartoffeln vor allem in den Niederlanden sehr viel höher als in den anderen Ländern. Die Publikationen, die zugrunde gelegt wurden, basieren auf den örtlichen Düngempfehlungen und auf statistischen Erhebungen. Diese unterscheiden sich offensichtlich markant. So spiegeln die verwendeten Publikationen teilweise die höheren Boden-Nährstoffgehalte in Regionen mit höherem Viehbesatz wieder. Laut Europäische Kommission (2013) sind die Phosphorüberschüsse pro Hektare gerade in der Schweiz und in den Niederlanden hoch. In den Niederlanden wird in WUR (2012) entsprechend eine auf verschiedene Anbauregionen angepasste und vergleichsweise niedrige P-Düngemenge empfohlen, die direkt so übernommen wurde. Für die anderen Länder gibt die Düngempfehlung zunächst eine Düngung nach Entzug vor, die dann für verschiedene Bodengehalte korrigiert werden kann. Solche Werte waren aber für die Schweiz und Deutschland nicht auf Landes- oder regionaler Ebene verfügbar. Die Resultate der Umweltwirkungen, die von der Düngung beeinflusst werden, würden sich ändern, wenn für alle Herkunftsländer dieselbe Methode zur Ermittlung des Düngedarfs verwendet würde. Da aber bei der Berechnung in dieser Arbeit keine einheitliche Reihenfolge der Länder bezüglich der Düngemengen an N, P und K zu verzeichnen war, würde eine Veränderung der Berechnung auch nicht zu einer einheitlichen Verschiebung der Bewertungsergebnisse führen.

Ein weiter wichtiger Einflussfaktor für viele Ergebnisse waren die Flächenerträge. Höhere Flächenerträge wirkten sich teilweise günstig auf die Umweltwirkungen pro Kilogramm Produkt aus. Bei Gerste waren die Ertragsunterschiede zwischen den Ländern nicht sehr gross und wirkten sich somit auch nicht auf die Ergebnisse aus. Bei Weizen bestand vor allem ein Einfluss auf die ressourcenbezogenen und die schadstoffbezogenen Umweltwirkungen. Bei den Kartoffeln, wo die Unterschiede zwischen den Ländern deutlich grösser waren, hatten die Flächenerträge auf fast alle Umweltwirkungen des Anbaus einen entscheidenden Einfluss. Gerade bei den Kartoffeln werden diese Unterschiede aber durch die Transporte in die Schweiz mehr als ausgeglichen. Interessant ist, dass die Ergebnisse für die Nicht-Extenso- und die Extenso-Produktion pro Kilogramm fast nirgends deutlich vom schweizerischen Mittel abwichen. Bei der Gerste waren Unterschiede zu erkennen, wenn die Extenso- und die Nicht-Extenso-Produktion direkt miteinander verglichen werden. Diese bezogen sich vor allem auf die ressourcenbezogenen Umweltwirkungen, bei denen die Nicht-Extenso-Produktion durch die höheren Flächenerträge günstiger abschnitt, und auf die Ökotoxizität, bei der die Extenso-Produktion durch den geringeren Pestizideinsatz günstiger zu bewerten war.

Schliesslich kann auch der Wahl der Allokationsfaktoren für Korn und Stroh eine Rolle zukommen. Die Allokationsfaktoren für Gerstenkorn unterschieden sich in der Schweiz und in den übrigen Ländern um 4 %.

4 Milch- und Käseproduktion

4.1 Datengrundlage für die Milchproduktion in der Schweiz

4.1.1 Datengrundlage

Die Schweizer Milchproduktion wurde mittels Modellbetrieben aus dem Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) abgebildet. Diese modellierten Betriebe beruhen auf Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA-BH) und bilden alle wichtigen Betriebstypen der Schweiz ab. Unterteilt nach Region und Landbauform, repräsentieren sie jeweils den durchschnittlichen Betrieb eines bestimmten Betriebstyps (Klassifizierung gemäss FAT99-Typologie S4; siehe Meier, 2000). Somit basieren die Modellbetriebe auf einer grösseren Anzahl von Praxisbetrieben (bezeichnet als „Anzahl vertretene Betriebe“). Datengrundlage für die Modellbetriebe sind die Jahre 2003-2005, ergänzende Angaben stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog 2006 (DBK; Agridea, 2006).

In einem ersten Schritt wurden die für die Milchproduktion relevanten Modellbetriebe ausgewählt. Diese Auswahl erfolgte nach folgenden Kriterien:

- a. Betriebstypologie FAT99 (S4)
- b. Bestand an Milchkühen
- c. Beitrag zum Gesamtoutput pro Produktionssystem
- d. Betriebsertrag

Von allen Modellbetrieben wurden nur diejenigen berücksichtigt, welche gemäss der FAT-Typologie S4 zwingend Milchkühe haben müssen. Dabei wurde ein Mindestbestand von 10 Milchkühen vorausgesetzt. Betriebe, welche nicht zwingend Milchkühe haben müssen bzw. Betriebe mit weniger als 10 Milchkühen wurden nicht berücksichtigt (Ausschlusskriterium).

Von denjenigen Modellbetrieben, welche die obigen Kriterien erfüllen, wurden diejenigen ausgewählt, welche einen grossen Anteil zum Gesamtoutput des betrachteten Produktionssystems beitragen. Dazu wurde zuerst die Produktion pro Betriebstyp berechnet (Ertrag pro Modellbetrieb x Anzahl vertretene Betriebe). Die Summe der Produktion pro Betriebstyp aller Modellbetriebe des entsprechenden Systems repräsentiert den Gesamtoutput des Produktionssystems. Die Modellbetriebe mit einem wesentlichen Beitrag (Produktion pro Betriebstyp) zum Gesamtoutput pro System wurden zur Berechnung der Schweizer Milchproduktion ausgewählt.

Bei der Auswahl beachtet wurde die Unterscheidbarkeit von Tal- und Bergproduktion sowie die Vergleichbarkeit der Systeme. Damit ein allfälliger Unterschied zwischen Tal- und Bergproduktion erkannt werden kann, sollen Betriebe aus beiden Höhenstufen vertreten sein. Des Weiteren wurde darauf geachtet, dass die Stichproben bezüglich Betriebstypen und Landbauform vergleichbar sind.

Folgende Betriebstypen erfüllen Kriterium 1 (Milchkühe zwingend vorhanden):

- 21 Verkehrsmilch
- 51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau
- 55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch

Insgesamt standen aus diesen Betriebstypen 12 Modellbetriebe zur Verfügung. Betriebe im Berggebiet waren dabei nur im Betriebstyp 21 Verkehrsmilch zu finden. Das Mindestkriterium von 10 Milchkühen erfüllten all diese Betriebe. Die übrige Tierhaltung spielte nur eine nebensächliche Rolle. Die meisten Betriebe wiesen ein wenig Grossvieh- und/oder Kälbermast auf, wenige Sauen und Mastschweine sowie eine vernachlässigbare Zahl an Pferde, Schafe oder Ziegen. Am grössten war jeweils noch der Bestand an Legehennen (zwischen 10 und 20 Tieren) sowie an Mastpoulets (bis 25 Tiere).

Nicht berücksichtigt in dieser Auswahl (infolge Kriterium 1) sind diejenigen Betriebe, welche einen wesentlichen Anteil an Schweine- oder Geflügelmast aufweisen (Typ 42/43/53). Die Betriebe dieses Betriebstyps wiesen im Durchschnitt aber auch einen beträchtlichen Bestand an Milchkühe auf und alle Modellbetriebe des Typs 42, 43 und 53 (ausgenommen 43 Tal ÖLN mit 9.2 Milchkühen) würden das Mindestkriterium von 10 Milchkühen ebenfalls erfüllen.

Im Folgenden wurde die Produktion pro Betriebstyp und der Anteil am Gesamtoutput des Produktionssystems für alle Modellbetriebe ermittelt, welche die ersten beiden Kriterien erfüllen.

Biobetriebe trugen nur einen sehr geringen Anteil zum Gesamtmilchoutput der ausgewählten Modellbetriebe bei. Da im Projekt kein Vergleich zwischen Milch aus ÖLN- und Bio-Produktion vorgesehen ist, wurden die Biobetriebe von der Analyse ausgeschlossen. Ebenso ausgeschlossen wurden alle weiteren Betriebe, welche weniger als 5 % zum Gesamtoutput an Milch beitragen. Schlussendlich verblieben die in Tabelle 35 gezeigten sechs Modellbetriebe für die Analyse der Milchproduktion. Es sind alles Betriebe, welche in der Schweiz sehr häufig vorkommen. Die Milchleistung der ausgewählten Betriebe nimmt generell mit der Höhenstufe ab und bewegt sich zwischen rund 7'300 kg/Kuh*a und 5'900 kg/Kuh*a. Um die durchschnittliche Schweizer Milchproduktion abzubilden, wurde das anhand des Milchertrags gewichtete Mittel aus den ausgewählten Modellbetrieben gebildet. Die Unterscheidung in Tal- und Bergproduktion ist anhand des Betriebstyps 21 möglich.

Tabelle 35: Auswahl der Modellbetriebe zur Analyse der Milchproduktion Schweiz

Modellbetrieb	Bestand an Milchkühen	Output pro Betrieb (kg)	Milch- leistung	Anzahl vertretene Betriebe
21 Verkehrsmilch Tal ÖLN	22.5	143'386	6'749	2'854
21 Verkehrsmilch Hügel ÖLN	17.5	102'235	6'405	5'645
21 Verkehrsmilch Berg ÖLN	14.5	75'467	5'861	4'987
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Tal ÖLN	20.1	138'948	7'290	3'777
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Tal ÖLN	22.4	150'998	7'001	2'612
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Hügel ÖLN	18.6	119'103	6'968	1'430
<i>Total vermarktete Milchmenge der ausgewählten Modellbetriebe (Output pro Betrieb x Anzahl vertretene Betriebe)</i>				<i>2'452'225 t</i>

Vergleicht man die durch die ausgewählten Modellbetriebe total produzierte Milchmenge mit dem Durchschnitt der in den Jahren 2003 bis 2005 total vermarkteten Milchmenge (ohne biologisch produzierte Milch; TSM, 2013), so kommt man mit den ausgewählten Modellbetrieben auf eine Abdeckung von 81% der total vermarkteten Milchmenge.

Der Einbezug der Modellbetriebe des Typs 42, 43 und 53 hätte diese Abdeckung nur geringfügig erhöht, da die Betriebe dieser Typen generell nicht sehr häufig sind und pro Betriebstyp nur 1-2 % zur total produzierten Milchmenge beitragen. Ausnahmen sind die Betriebe Komb. Veredelung Tal ÖLN und Komb. Veredelung Hügel ÖLN, welche recht häufig vorkommen. Da die Tal- und Hügelbetriebe aber bereits gut abgedeckt sind und durch den Einbezug dieser beiden Betriebe kein weiterer Erkenntnisgewinn erwartet werden durfte, wurde vom Einbezug dieser beiden Betriebe abgesehen.

4.1.2 Beschreibung des Produktionssystems

Die Schweizer Milchbetriebe verfügen im Mittel über knapp 20 Milchkühe mit einer Nutzungsdauer von 40 Monaten (Agridea, 2006). Die Remontierungsrate beträgt 30 % (Agridea, 2006), dabei stammen die Aufzuchttiere grösstenteils vom eigenen Betrieb. Zugekauft werden rund 26 % der trächtigen Rinder. Anbinde- und Stallhaltung sind etwa gleich verbreitet. Auf der Weide sind die Tiere während durchschnittlich 167 Tagen à 8 Stunden. Die Zwischenkalbezeit und damit die Anzahl Kälber pro Jahr variiert je nach Rasse und Herdenmanagement, als Richtwert wurde hier ein Kalb alle 12 bis 14 Monate, das heisst 0.9 Kälber pro Kuh und Jahr angenommen. Eine Übersicht über die wichtigsten Produktionsparameter für die Schweizer Milchproduktion ist in Tabelle 36 zu finden. Die Werte stellen ein

gewichtetes Mittel aus den ausgewählten Modellbetrieben dar und können darum nicht einem bestimmten Betriebstyp oder einer bestimmten Höhenstufe zugeordnet werden.

Rund die Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Betriebs wird für die Milchproduktion eingesetzt. Neben den Weideflächen werden Grünfütter, Futterrüben und Silomais produziert, dazu einen Teil des Kraftfutters (Getreide, Körnermais, Eiweisserbsen). Pro Kuh (inklusive Nachzucht) werden dazu rund 250 kg Heu und 375 kg Stroh zugekauft. Der Kraftfutterzukauf beträgt 700 kg pro GVE und Jahr.

Tabelle 36: Wichtigste Produktionsparameter Milchproduktion CH		
	Einheit	Milchproduktion CH (gew. Mittel)
Tierbestand	<i>Anzahl Kühe</i>	19.9
Nutzungsdauer	<i>Monate</i>	40
Remontierung	<i>%</i>	30
Lebend geb. Kälber	<i>Kälber/Jahr</i>	0.9
Aufstallung		50% Laufstall, 50% Anbindehaltung
Milchleistung	<i>kg/Kuh*Jahr</i>	6'800
Lieferleistung	<i>kg/Betrieb*Jahr</i>	127'372
Betriebsfläche	<i>ha</i>	21.7
für Milchproduktion	<i>ha</i>	11.6
Weidegang	<i>Tage/Jahr</i>	167
	<i>Stunden/Tag</i>	8
Futteraufnahme Milchkuh	<i>kg TS/Kuh*Tag</i>	20.2
Kraftfutter (inkl. eigene Nachzucht)	<i>kg TS/GVE*Jahr</i>	877
Grundfutter (inkl. eigene Nachzucht)	<i>kg TS/GVE*Jahr</i>	6'752
Anteil Grundfutter an Gesamtration	<i>%</i>	89

Die Aufteilung zwischen den Produkten Milch und Fleisch wurde nach ökonomischen Kriterien vorgenommen. Dabei wurden die Aufwendungen für die Milchproduktion sowie diejenigen für die Kälber zur Nachzucht der Milch zugeschrieben, die Kälber zur Mast sowie die abgehenden Milchkuhe dem Fleisch. Insgesamt wurden so 87% der Aufwendungen in der Produktgruppe Milch der Milchproduktion zugeteilt.

4.1.3 Sensitivitätsanalysen: Fütterungsvarianten und Vergleich der Produktionsregionen Tal, Hügel und Berg

Zusätzlich zur mittleren Milchproduktion wurden für die Schweiz noch Varianten mit unterschiedlichem Kraftfüttereinsatz gerechnet. Dazu wurde die Fütterung und die Milchleistung des Betriebs „Verkehrsmilch Tal“ so angepasst, dass die Auswirkungen von einer grünlandbasierten Strategie und einer Strategie mit intensiver, mais-/kraftfutterbetonter Fütterung und relativ hoher Leistung erkennbar wurden. Die grünlandbasierte Variante wurde noch unterteilt in eine Variante mit Stallfütterung (grasbasiert) und eine weidebasierte Variante. Bei der Variante mit Stallfütterung wird der gleiche Weidegang angenommen wie bei dem Betrieb „Verkehrsmilch Tal“, dazu wird Frischgras, Grassilage und Heu im Stall zugefüttert. Der Anbau dieses zusätzlichen Grünfutters wird mit Durchschnittsinventaren aus SALCA abgebildet. Bei der weidebasierten Variante wird das zusätzlich benötigte Gras über vermehrten Weidegang der Milchkuhe abgedeckt.

Die Anforderungen für alle drei Varianten sind in Tabelle 37 zusammengefasst. Für die grünlandbasierten Varianten wurde der Anteil an Maissilage und Kraftfutter auf maximal 10 % der TS-Aufnahme beschränkt. Das bedeutet, dass mindestens 90 % des aufgenommenen Futters von Grünlandflächen stammt. Dabei wurde nicht zwischen Natur- und Kunstwiesen unterschieden. Bei der weidebasierten Variante muss mindestens 50 % der TS auf der Weide aufgenommen werden. Bei der mais-/kraftfutterbasierten Variante stammen 50 % der aufgenommenen Energie aus Futter von Grünland, 30 % aus Maissilage und 20 % aus Kraftfutter.

Tabelle 37: Anforderungen an die Fütterungsvarianten.

Fütterungs- variante	Milch- leistung	Futter von Grünlandflächen			Futter von Ackerflächen		
		Gras- silage	Dürr- futter	Weide- gras	Mais- silage	Kraft- futter	
Grasland- basiert	6'000 kg je Kuh	mindestens 90 %			max. 10 %		der TS- Aufnahme
Weidebasiert	6'000 kg je Kuh			min. 50 %	max. 10 %		der TS- Aufnahme
Mais-/ Krafffutter- betont	9'000 kg je Kuh	40 %	5 %	5 %	30%	20 %	der aufgenom- menen Energie
		42 %	6 %	5 %	30 %	17 %	der TS- Aufnahme ¹⁾

¹⁾ Annahme: Grassilage 6.0, Weidegras 6.2, Heu 5.4 Maissilage 6.3, Krafffutter 7.6 MJ NEL/kg TS

Bei allen Varianten wurde davon ausgegangen, dass die Tierzahl konstant bleibt und sich die Organisation des landwirtschaftlichen Betriebes grundsätzlich nicht ändert. Die Änderung in der Fütterung wurde durch Änderung der zugekauften Futtermengen (basierend auf Schweizer Futtermischungen unter Berücksichtigung des Imports) und durch Flächenausdehnung bzw. -einsparung abgebildet. So musste bei der grasbasierten Variante die Fläche an Silomais, bei der ackerbasierten Variante die Weidefläche verringert werden. Bei der weidebasierten Variante wurde einerseits analog zur grasbasierten Variante die Fläche an Silomais verringert, dazu wurden die Weideflächen um 95 % erhöht, um nötige Grasmenge produzieren zu können. Ebenso wurde der Weidegang angepasst, und zwar auf eine Vollweide von Anfang April bis und mit erstes Drittel Oktober. Insgesamt decken die Milchkühe in der weidebasierten Variante 51 % ihres TS-Bedarfs von der Weide. Die wesentlichen Änderungen der Produktionsparameter für die Fütterungsvarianten sind in Tabelle 38 zusammengefasst. Für die grünlandbasierten Varianten wurde der gleiche Futtermittelverzehr angenommen, für die ackerbasierte Variante wurde der Gesamtfuttermittelverbrauch um 20 % erhöht, um die Leistungssteigerung mit der geplanten Futtermittelration zu erreichen. Der Bedarf an Futterlagern (Dürrfutterlager, Silo) wurde der veränderten Fütterung angepasst.

Der Bedarf an Maschinen zur Bodenbearbeitung wurde den veränderten Flächen angepasst. Ebenso wurde der Dieserverbrauch bei einer Reduktion der Flächen an Silomais oder Grünflächen für Grassilage und Heu entsprechend reduziert. Ebenso berücksichtigt wurde der zusätzliche Dieselbedarf zur Ausbringung der vermehrt anfallenden Hofdünger (Variante Ackerbasiert) bzw. die Verminderung des Dieselbedarfs infolge einer verminderten Hofdüngerausbringung (Variante Weidebasiert).

Tabelle 38: Änderungen der zentralen Parameter bei den Fütterungsvarianten (Angaben pro Jahr, inklusive Nachzucht). GF: Grundfutter; LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche.

Parameter	VKM Tal	Ackerbasiert		Grasbasiert		Weidebasiert	
		Wert		Wert		Wert	
Milchleistung [kg je Kuh]	6'749	9'000	+ 33.4 %	6'000	- 11 %	6'000	- 11 %
Futtermittel [kg TS je Tier]	6'072	7'286	+ 20 %	6'072	+/- 0 %	6'072	+/- 0 %
Grassilage (+Futterrüben)	2'175	3'060	+ 41 %	2'514	+ 16 %	1'236	- 43 %
Frisch-/Weidegras	1'560	364	- 77 %	1'803	+ 16 %	3'153	+ 99 %
Heu	993	437	- 56 %	1'148	+ 16 %	1'226	+ 16 %
Maissilage	608	2'186	+ 259 %	304	- 50 %	305	- 50 %
Kraffutter	735	1'239	+ 68 %	304	- 59 %	305	- 59 %
Anteil GF an Gesamtration [%]	88	83	- 6 %	95	+ 8 %	95	+ 8 %
LN für Milchproduktion [ha]	11.82	7.85	- 34%	11.42	- 3%	15.55	+ 32 %
Weidegang							
Anzahl Tage/Jahr	178	57	- 68 %	178	-	194	+ 9 %
Anzahl Stunden/Tag	8	3	- 63 %	8	-	22	+ 175 %

Nicht berücksichtigt wurden mögliche weitergehende Auswirkungen der unterschiedlichen Strategien auf verschiedene Tierparameter wie beispielsweise Fruchtbarkeitsgeschehen, Nutzungsdauer oder Gesundheitsmerkmale. Ebenso wurde von grundsätzlich gleicher Bewirtschaftung der Kulturen ausgegangen.

4.2 Datengrundlage für die Milchproduktion im Ausland

Grundlage für die Modellierung der ausländischen Systeme war der Schweizer Modellbetrieb 2111 „Verkehrsmilch Tal ÖLN“. Wo immer möglich – das heisst wo Daten vorhanden waren – wurden die Schweizer Werte durch Werte des entsprechenden Landes ersetzt. Wo keine Daten erhältlich waren, wurde der Schweizer Wert anhand der Anzahl Milchkühe hochskaliert. Eine Übersicht über die wichtigsten Produktionsparameter in den vier untersuchten Ländern ist in Tabelle 39 ersichtlich. Die Aufteilung zwischen den Produkten Milch und Fleisch wurde analog dem Schweizer System nach ökonomischen Kriterien vorgenommen. Dabei wurden 87 % der Aufwendungen in der Produktgruppe Milch der Milchproduktion zugeteilt.

Bezüglich Flächenbewirtschaftung wurde bei allen ausländischen Systemen angenommen, dass das Grundfutter (Mais- und Grassilage, Heu) selbst produziert, das Kraffutter zugekauft wird. Eine Ausnahme bildet hier das italienische System, wo Angaben zu den vorhandenen Kulturen und Flächen vorhanden waren, welche auch für diese Studie verwendet wurden. Dabei wird nicht das ganze Grundfutter selbst produziert, sondern ein Teil des Heus wird zugekauft.

Da die Datengrundlage für die eigen angebauten Futtermittel zum Teil unzureichend war, wurde um die Vergleichbarkeit der einzelnen Systeme sicher zu stellen ein generelles Vorgehen gewählt: Der Silomaisanbau wurde gemäss nationalen Vorgaben modelliert (Details beim betreffenden Land spezifiziert). Für die Grünlandkulturen wurde von den Schweizer Inventaren ausgegangen, wobei Ertrag und Düngungsniveau an die jeweiligen Länder angepasst wurde. Danach wurde versucht, die benötigte Menge Stickstoff so weit als möglich durch die Ausbringung der eigenen Hofdünger zu decken, Fehlbeträge wurden mit Mineraldünger ausgeglichen. Dies gilt ebenso für Phosphor und Kalium. Die Ausbringungszeiträume und -mengen pro Gabe wurden analog den Schweizer Inventaren gewählt.

Die ausländischen Milchproduktionssysteme widerspiegeln grundsätzlich ein typisches Produktionssystem des jeweiligen Landes, was nicht unbedingt dem Landesdurchschnitt entsprechen muss. Die ausländischen Milchproduktionssysteme werden deshalb jeweils mit „typ“ bezeichnet.

Tabelle 39: Produktionsparameter der untersuchten Milchproduktionssysteme in den vier Ländern Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien. FM: Futtermischung; GF: Grundfutter.					
Parameter	Einheit	Milch CH	Typ. Milch DE	Typ. Milch FR	Typ. Milch IT
Tierbestand	Anzahl Kühe	19.9	80	46	419
Erstkalbealter	Monate		28	29	27
Nutzungsdauer	Monate	40	37.7	32.9	21
Remontierung	%	30	36	37	37
Lebend. geb. Kälber	Kälber/Jahr	0.9	0.9	0.83	0.9
Aufstallung		50% Laufstall	50% Laufstall	100% Laufstall	100% Laufstall
Milchleistung	kg/Kuh*Jahr	6'800	8'000	8'200	9'450
Lieferleistung	kg/ Betrieb*Jahr	127'372	600'000	369'000	3'721'026
Betriebsfläche für Milchprod.	ha	0.58	0.6	0.84	0.51
Weidegang	Tage/Jahr	167	-	112	-
Futtermaufnahme	kg TS/ Kuh*Tag	20.2	19.6	20.4	18.0
Kraffutter	kg TS/ GVE*Jahr	877 25% FM Milchv. 75% FM Milchv. Getreide	2'019 33% Weizen 33% Gerste 25% Soja 8% Rapsschrot	2'164 47% Sojakuch. 41% Weizen 8% Kraftfutterm 4% Minkonz.	2'498 35% Maismehl 23% Sojamehl 15% Baumwolls 13% Protzus. 10% Sojasam. 4% Maisflocken
Grundfutter	kg TS/ GVE*Jahr	6'752 41% Grassilage 29% Gras 19% Heu 11% Maissilage	5'100 56% Grassilage 37% Maissilage 12% Heu	5'804 62% Maissilage 26% Gras 9% Grassilage 3% Heu	4'068 60% Maissilage 39% Heu 1 % Gras
Anteil GF an Gesamtration	%	89	72	76	62

4.2.1 Deutschland

In Deutschland gibt es drei wesentliche Produktionsregionen für Milch (Schröder-Merker, 2011): Süddeutschland (Bayern), Nord(west)deutschland (Niedersachsen, Schleswig-Holstein) und Ostdeutschland (Sachsen). Bayern produziert knapp 30 % der gesamten Milchmenge, rund die Hälfte des Käseimports aus Deutschland stammt aus Bayern (TSM, 2012, LfL, 2012). Der grösste Teil des Kuhbestands befindet sich auf Betrieben mit 50 bis 99 Kühen (LfL, 2012), wobei die Zahl dieser und noch grösserer Betriebseinheiten am Steigen ist, während Betriebe mit weniger als 50 Kühen abnehmen. Die durchschnittliche Milchleistung in Bayern beträgt rund 6'400 kg (Lieferleistung rund 6'000 kg), für den Modellbetrieb wurde jedoch eine höhere Milchleistung von 8'000 kg Milch (Lieferleistung 7'500 kg) angenommen, um auf die Rasse (in Bayern überwiegend Fleckvieh mit etwas geringerer Milchleistung im Vergleich zu den ansonsten gängigen Holstein-Kühen) und dementsprechend höheren Durchschnittsleistungen zu korrigieren.

Die sonstigen betrieblichen Kennzahlen wurden von einem „typischen Betrieb“ aus dem IFCN Dairy Report (Betrieb DE-80S; Hemme, 2010, 2011) abgeleitet und durch Kalkulationszahlen aus einschlägiger Literatur ergänzt. Bezüglich eigenen Flächen wurde davon ausgegangen, dass die Grassilage zur Hälfte von

intensivem und zur Hälfte von mittelintensivem Grünland stammt, das Heu von wenig intensivem. Die Grösse der Flächen wurden unter Berücksichtigung der Ernteverluste anhand des Futtermittelsverzehrs bestimmt. Die Angaben zur Bewirtschaftung des Silomais wurden der Betriebsplanung Landwirtschaft 1012/2013 (KTBL, 2012) entnommen. Ebenso wurde das Düngungsniveau für das Grünland der Betriebsplanung Landwirtschaft 2012/2013 (KTBL, 2012) entnommen. Der Düngungsbedarf wurde so weit als möglich durch die auf dem Hof anfallende Gülle gedeckt, wobei die Obergrenze von maximal 170 kg Stickstoff pro Hektare aus Wirtschaftsdüngern (BMJ, 2006) berücksichtigt wurde. Dadurch konnte 87 % der anfallenden Gülle auf der Milchproduktion zugeordneten Flächen ausgebracht werden. Die übrige Gülle wurde auf anderen Betriebszweigen zugehörigen Flächen ausgebracht. Die Ausbringungszeitpunkte und -mengen des Hofdüngers auf dem Grünland wurden analog dem Schweizer System modelliert. Dabei wurde darauf geachtet, dass die in Deutschland geltenden Sperrfristen gemäss Düngeverordnung (BMJ, 2006) nicht verletzt wurden.

4.2.2 Frankreich

Die Angaben zur Milchproduktion Frankreich stammen aus dem Projekt AGRIBALYSE (Koch & Salou, 2013) und spiegeln das am weitesten verbreitete aller im Projekt untersuchten Systeme wider. Dieses bezieht sich auf spezialisierte, konventionelle Milchbetriebe in der Bretagne mit Silomaisanbau. Die Bretagne und die Basse Normandie sind die Haupt-Milchproduktionsregionen Frankreichs (Reuillon, 2011). Die Betriebe halten Kühe der Rasse Prim'Holstein. Die Abkalbungen finden konzentriert in den Monaten September bis Dezember statt, sodass die Besamungen vor Beginn des Weidegangs abgeschlossen sind und die Milch im Frühjahr einzig mit Wiesenfutter produziert werden kann. Ein Teil der Kühe kalbt erstmals mit 24 Monaten, die am Ende der Saison geborenen mit 34 Monaten. Die Daten beziehen sich auf die Jahre 2005 bis 2009 und decken ca. 12.3 % der französischen Milchproduktion ab. Verglichen mit den IFCN Dairy Report (Hemme, 2011) liegt die durchschnittliche Milchleistung in Frankreich mit rund 6'600 kg Milch pro Kuh und Jahr etwas tiefer als beim hier untersuchten System, dieses stimmt jedoch sehr gut mit einem typischen Betrieb aus dem Westen Frankreichs überein, wo die Milchleistung zwischen 7'800 und 8'500 kg beträgt. Die Anzahl Kühe wiederum spiegelt den Durchschnitt Frankreichs von 47 Kühen pro Betrieb gut wider. Auch in Frankreich nimmt aber die Zahl der Betriebe mit weniger als 50 Kühen ab und die meisten Kühe befinden sich auf Betrieben, welche zwischen 50 und 99 Kühe halten (Reuillon, 2011). Der Anbau der eigenen Futtermittel (Silomais, Grassilage, Heu) wurde gemäss den Angaben zum „Cas type 2b: Lait spécialisé silo fermé“ der collection références des réseaux d'élevage pour le conseil et la prospective (Institut de l'Élevage, 2009) modelliert. Die gesamte Gülle der Milchkühe wird auf der Milchproduktion zugeordneten Flächen ausgebracht. Zudem wird noch Mist aus der Nachzucht auf diesen Flächen ausgebracht. Die Ausbringungszeitpunkte und -mengen pro Gabe des Hofdüngers auf dem Grünland wurden analog dem Schweizer System modelliert. Ebenso wurde die Art des Hofdüngers (Gülle/ Mist) analog dem Schweizer System gewählt.

4.2.3 Italien

Die Hauptproduktionsregion für Milch in Italien ist der Norden, hauptsächlich die Regionen Emilia-Romagna, Lombardei, Venetien sowie das Piemont und Friaul-Julisch Venetien. Der grösste Teil des Kuhbestands befindet sich auf Betrieben mit 100-499 Kühen, wobei die Zahl dieser sowie von Betriebseinheiten mit 50-99 Kühen und mehr als 500 Kühen am Steigen ist, während kleinere Betriebseinheiten mit weniger als 50 Kühen abnehmen. Die durchschnittliche Milchleistung ist während der letzten Jahren stetig angewachsen und betrug im Jahr 2010 rund 6 000 kg/Jahr (Menghi, 2011). Die Daten zur Milchproduktion in Italien wurden einer Studie des Centro Ricerche Bologna (ENEA), welches eine Ökobilanz von Qualitätsmilch für die Ladenkette COOP durchgeführt hat, entnommen. Sie stammen von je einem kleinen, mittleren und grossen Betrieb aus den Provinzen Cremona (Lombardei) und Trento (Trentino-Südtirol) und wurden direkt auf den Betrieben erhoben. Bezugsjahr ist 2007. Die Resultate pro Liter Milch wurden anhand des mit der Milchproduktion pro Betrieb gewichteten Mittels berechnet (Fantin, 2009). Die von der ENEA erhobenen Daten spiegeln die Hauptproduktionsregionen

sowie die wichtigste Grössenklasse gut wider, die Milchleistung pro Kuh ist verglichen mit den „typischen Betrieben“ aus dem IFCN Dairy Report (Betriebe IT-154 und IT-229; Hemme, 2010, 2011) aber überdurchschnittlich. Gemäss G. Pirlo vom Centro di Ricerca per le Produzioni Foraggere e Lattiero-Casearie in Cremona (pers. Mitteilung, Mai 2013) ist das System typisch für die Produktion von pasteurisierter Trinkmilch und auch für einige wichtige italienische Käsesorten wie Grana Padano, Taleggio, Provolone etc., kann aber nicht auf andere wichtige Käsesorten wie Parmigiano Reggiano, Trentingrana etc. oder auf Alpkäse übertragen werden, da dort andere Kühe und Futersysteme verwendet werden. Insgesamt repräsentiert das untersuchte System ca. 60 % der italienischen Milchproduktionssysteme (pers. Mitteilung G. Pirlo, Mai 2013).

Berücksichtigt wurden sowohl die Aufwendungen für die Milchproduktion als auch diejenigen für die Remontierung. Zum Teil betreiben die betrachteten Betriebe auch Rindermast, hierfür wurden die nur auf Betriebsebene erhobenen Parameter wie der Energieeinsatz analog den Schweizer Betrieben anhand ökonomischer Kriterien zwischen Milch und Mast aufgeteilt. Krafffutter, welches für die Rindermast zugekauft wurde, wurde nicht berücksichtigt. Der Wasserbedarf ist nicht erhoben worden und wurde von den Schweizer Zahlen anhand des Tierbestandes extrapoliert. Die Angaben bezüglich Grösse, Düngungsniveau und Düngerart (mineralische/organische Düngung, Art des Hofdüngers) der eigenen Flächen wurden der LCA-Studie des Centro Ricerche Bologna (ENEA) entnommen. Die Ausbringungszeitpunkte und –mengen pro Gabe des Hofdüngers auf dem Grünland wurden analog dem Schweizer System modelliert. Dabei wird 74 % der anfallenden Gülle und 88 % des anfallenden Mists auf den der Milchproduktion zugehörigen Flächen ausgebracht, der Rest wird auf Flächen von anderen Betriebszweigen ausgebracht. Ein Teil des Mists wird zudem in andere Betriebe exportiert.

4.3 Datengrundlage für die Käseherstellung

4.3.1 Käseherstellung

Die Käseherstellung wurde gemäss Schmid (2010) berechnet. Grundlagen waren Daten aus einem Energiemonitoring von Fromarte aus dem Jahr 2008, genauere Erhebungen auf drei Käsereien verschiedener Grössenklassen (Tabelle 40) und Expertenangaben. Aus diesen Daten wurde ein Modell-Käsereibetrieb erstellt, der die durchschnittliche Käseproduktion in der Schweiz repräsentiert und mit dem die Milchverarbeitung sowie die Transporte in dieser Studie modelliert wurden. Für die Käseproduktion im Ausland wurde mangels spezifischer Daten derselbe Modellbetrieb verwendet, wobei für den Strombedarf der jeweilige Strommix der Herkunftsländer zugrunde gelegt wurde. Der Vergleich erfolgt also zwischen einer gewerblichen Produktion in der Schweiz und Importkäse aus gewerblicher Produktion. Ein Vergleich von gewerblicher und industrieller Käseproduktion liegt ausserhalb des Projektrahmens.

Tabelle 40: Kurzbeschreibung der untersuchten Käsereien.

Käserei	Beschreibung
A	Kleiner Betrieb, 1 Mio. kg Milch, Appenzeller-Käserei (thermisierte Milch), ohne Nebenprodukte, sehr hoher Wasser- und Energiebedarf pro kg verarbeiteter Milch
B	Mittelgrosser Betrieb, 2.2 Mio. kg Milch, Sbrinz-Käserei mit wenig Nebenprodukten, Energiebedarf unter dem Branchendurchschnitt
C	Grosser Betrieb, 4.7 Mio. kg Milch, Emmentaler-Betrieb mit wenig Nebenprodukten, Rauchgaswärmerückgewinnung, Energiebedarf unter dem Branchendurchschnitt

Quelle: Schmid (2010)

Für den Modell-Käsereibetrieb wird angenommen, dass 1'840'000 kg Milch pro Jahr zu 160'080 kg Käse verarbeitet werden. In Tabelle 41 sind alle Inputdaten für die Käseherstellung, bezogen auf 1 kg erzeugten Käse, aufgeführt. Die Allokation zwischen dem Käse und den bei der Produktion entstehenden Nebenproduktion (Milch-, Sirtenrahm und Magersirte) erfolgte ökonomisch, das heisst gemäss dem Erlös, der durch den bzw. durch die Nebenprodukte erzielt wurde. Dabei wurden 85 % der Umweltwirkungen dem Käse zugeordnet.

Tabelle 41: Annahmen für die Herstellung von 1 kg Käse		
	Menge	Einheit
Inputs		
<i>Produktion:</i>		
Milch	11.5	kg
Salz	0.017	kg
Frischwasser	15.1	kg
Suparen (Lab)	0.0004	kg
<i>Energie:</i>		
Strom	0.67	kWh
Erdgas + Propan	0.43	MJ
Heizöl, extra leicht	5.65	MJ
Fernwärme	0.05	MJ
Holzchnitzel, Pellets	0.06	MJ
Stückholz	0.03	MJ
Biogas	0.0012	m ³
<i>Reinigungsmittel:</i>		
Salpetersäure	0.0081	kg
Phosphorsäure	0.0007	kg
Natriumhydroxid	0.0105	kg
Ethanol	0.0012	kg
Seife	0.0003	kg
<i>Infrastruktur:</i>		
Gebäude (Fläche: Produktion 135 m ² , Keller 200 m ² ; Höhe 3 m)	0.00031	m ³
Chromstahl	0.002499	kg
Kupfer	0.000250	kg
Stahl	0.001874	kg
Kunststoff	0.000219	kg
Isolation	0.000062	kg
Outputs		
Käse	1	kg
Nebenprodukte	10.5	kg
Abwasser	0.0128	m ³

Quellen: Datenerhebung in drei Käsereien, Fromarte (Energie-Monitoring 2008, unveröffentlicht), Expertenbefragung

4.3.2 Transporte

Für importierten Käse wurden durchschnittliche Transportentfernungen aus den wichtigsten Milchproduktionsregionen der Länder gemäss Hemme (2011) angenommen. Diese sind:

- für Deutschland: Bayern, Schleswig Holstein, Niedersachsen, Nordrhein Westfalen,
- für Frankreich: Bretagne, Normandie, Pays de la Loire, Nord Pas-de-Calais,
- für Italien: Lombardei, Venetien, Emilia Romagna, Piemont, Friaul.

In Tabelle 42 sind die Annahmen zu Transportmitteln und -entfernungen für Käse dargestellt.

Tabelle 42: Transportmittel und -distanzen für Käse		
Herkunftsland, Transportweg	Transportmittel	Entfernung (km)
Schweiz		
Hof – Molkerei (Milch)	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	20 ¹⁾
Molkerei – Verteilzentrale (Käse)	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	100 ²⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle (Käse)	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ²⁾
Deutschland		
Hof – Molkerei (Milch)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	150 ³⁾
Molkerei – Verteilzentrale (Käse)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	650 ⁴⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle (Käse)	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ²⁾
Frankreich		
Hof – Molkerei (Milch)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	150 ⁵⁾
Molkerei – Verteilzentrale (Käse)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	800 ⁴⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle (Käse)	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ²⁾
Italien		
Hof – Molkerei (Milch)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	150 ⁵⁾
Molkerei – Verteilzentrale (Käse)	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	400 ⁴⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle (Käse)	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ²⁾
<i>Quellen: ¹⁾Schmid (2010); ²⁾Alig et al. (2012) ³⁾Reinhard et al. (2009); ⁴⁾Eigene Schätzungen (Google Maps), basierend auf Hauptproduktionsgebieten nach Hemme (2011); ⁵⁾Annahme: wie in Deutschland</i>		

4.4 Umweltwirkungen Milchproduktion

4.4.1 Übersicht

Tabelle 43 zeigt eine Übersicht über die Resultate der untersuchten Milchproduktionssysteme. Die Umweltwirkungen beziehen sich auf ein Kilogramm Milch ab Hof. Das Schweizer Milchproduktionssystem schnitt meist günstiger ab oder lag im gleichen Bereich wie die ausländischen Systeme. Einzig beim Flächenbedarf wies das italienische Milchproduktionssystem niedrigere Werte auf als die Schweizer Milch.

Tabelle 43: Übersicht über die Umweltwirkungen der Milchproduktion in der Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien

Umweltwirkungen		Einheit	Milch CH	typMi DE	typMi FR	typMi IT
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	4.31E+00	4.64E+00	4.84E+00	6.41E+00
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	1.26E+00	1.32E+00	1.31E+00	1.21E+00
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	1.38E+01	1.36E+01	1.44E+01	1.33E+01
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Person*ppm*h	1.08E-03	1.06E-03	1.12E-03	9.96E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	9.63E-04	6.57E-03	2.63E-03	7.47E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	1.05E-03	1.97E-03	2.15E-03	1.44E-03
	Flächenbedarf	m ² a	1.71E+00	1.57E+00	1.75E+00	1.42E+00
	Abholzung	m ²	4.30E-04	7.28E-03	1.08E-02	1.77E-02
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	9.75E-03	1.34E-02	1.36E-02	2.01E-02
	Wasserbedarf (WSI)	m ³	9.00E-04	1.61E-03	2.47E-03	5.49E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	9.12E-01	1.10E+00	9.96E-01	8.27E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	4.64E-03	6.57E-03	5.52E-03	4.37E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	1.85E-04	3.60E-04	3.11E-04	3.28E-04
	Versauerungspotenzial	m ²	2.24E-01	2.69E-01	2.46E-01	2.14E-01
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	5.99E-04	1.20E-03	6.88E-04	7.61E-04
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	9.08E-02	1.11E-01	7.87E-02	1.10E-01
	Humantoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	2.12E-01	2.18E-01	2.12E-01	2.67E-01

4.4.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Ein interessantes Bild zeigte sich beim Energiebedarf. Die Schweiz schnitt hier am günstigsten ab, gefolgt von Deutschland und Frankreich. Italien wies den höchsten Energiebedarf auf (Abbildung 29). Dies bedeutet, dass der Energiebedarf für die Produktion von einem Kilogramm Milch mit steigender Milchleistung pro Kuh zunahm. Zwar nahm der Anteil Infrastruktur (Gebäude, Maschinen) mit steigender Milchleistung ab, dies wurde jedoch überkompensiert durch den höheren Einsatz von Energieträgern auf dem Hof und durch den höheren Energiebedarf infolge des Futterzukaufs (grösstenteils Krafftutter, in Italien auch Grundfutter). Dies lag vor allem daran, dass in den ausländischen Systemen – insbesondere in Italien – wesentlich mehr Krafftutter verfüttert und damit auch mehr Futter zugekauft wurde als im Schweizer System.

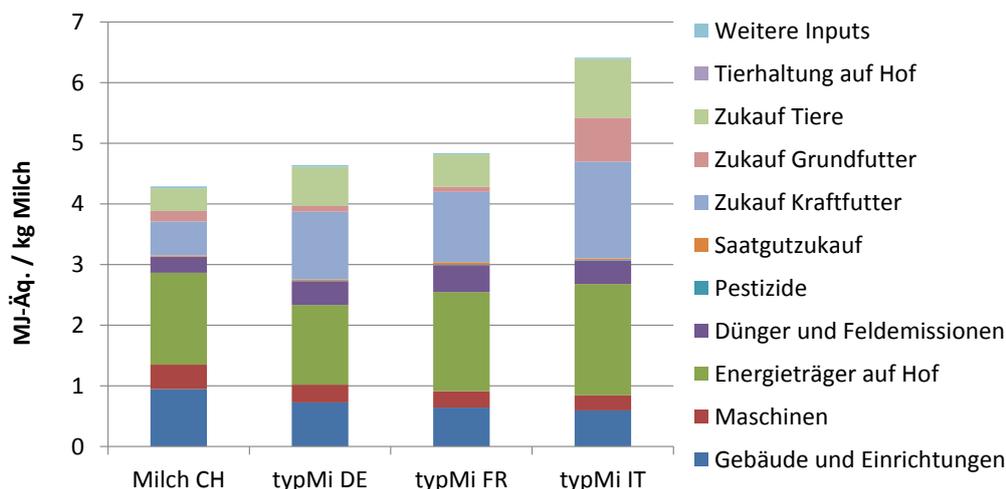


Abbildung 29: Energiebedarf pro kg Milch ab Hof, unterteilt nach Inputgruppen

Der Beitrag durch die direkt auf dem Hof eingesetzten Energieträger war in Deutschland leicht tiefer, in Frankreich und Italien hingegen höher als in der Schweiz. Für Deutschland waren bezüglich Energieeinsatz auf dem Hof keine Zahlen vorhanden, dieser wurde deshalb anhand der Schweizer Werte hochskaliert. Durch die höhere Milchleistung pro Kuh ergab sich daraus ein niedrigerer Energieeinsatz pro Kilogramm Milch. Von Frankreich und Italien hingegen waren Zahlen zum Strom- und Dieseleinsatz, den beiden wichtigsten auf dem Hof eingesetzten Energieträgern, vorhanden. Insgesamt war der direkte Energieeinsatz auf dem Hof in beiden Ländern höher als in der Schweiz (Abbildung 30). In Italien war der Strombedarf zwar deutlich geringer, dafür setzen die Betriebe mehr Diesel ein, was insgesamt zu einem höheren Bedarf an nicht erneuerbaren Energieträgern auf dem Hof führte. Der höhere Kraftfutterzukauf und der höhere Einsatz an Energieträgern auf dem Betrieb zusammen führten zum höheren Gesamtenergiebedarf der ausländischen Systeme.

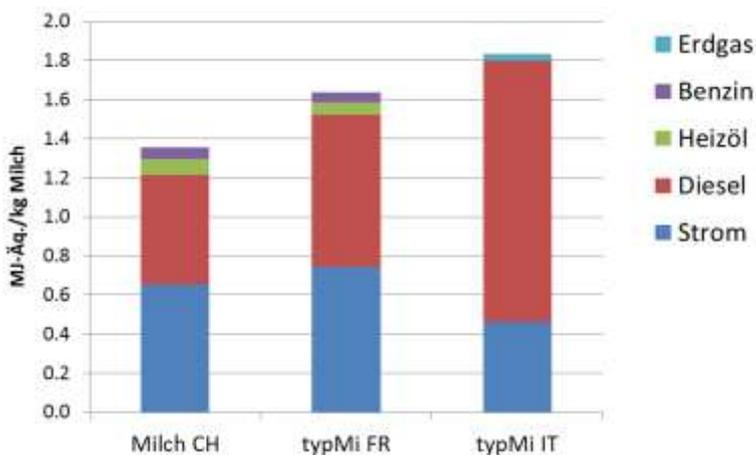


Abbildung 30: Energieeinsatz auf dem Hof zur Produktion von einem Kilogramm Milch

Anders sah das Bild bei Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial aus. Hier war kein Unterschied zwischen den Systemen erkennbar. Den wichtigsten Beitrag zum Treibhauspotenzial (Abbildung 31) leisteten die verdauungsbedingten Methanemissionen der Milchkühe. Diese hängen direkt von der Trockensubstanzaufnahme und dem Bruttoenergiegehalt der Ration ab. Die Methanemissionen pro Kilogramm produzierter Milch waren in der Schweiz am höchsten, in Deutschland und Frankreich leicht und in Italien deutlich niedriger. Dies hängt vor allem mit der Milchleistung zusammen, da die Methanemissionen weniger stark ansteigen als die Milchleistung. Italien wies mit seiner fett- und

energiereichen Ration zudem ein günstiges Verhältnis von Brutto- zu zur Laktation verfügbaren Nettoenergie auf, was bedeutete, dass dieses System trotz der höchsten Milchleistung die niedrigste Bruttoenergieaufnahme pro Kuh aufwies. Dies erklärt die sehr niedrigen Methanemissionen pro Kilogramm Milch in Italien.

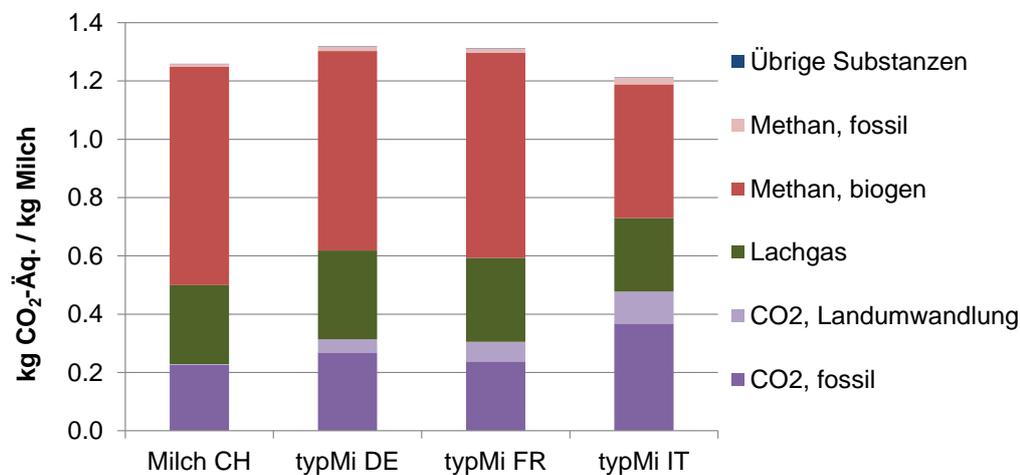


Abbildung 31: Treibhauspotenzial pro Kilogramm Milch ab Hoftor der untersuchten Milchproduktionssysteme

Die CO₂-Emissionen zeigten ein umgekehrtes Bild, sie nahmen von der Schweiz über Frankreich und Deutschland zu Italien zu. Die fossilen CO₂-Emissionen sind direkt vom Einsatz fossiler Energieträger abhängig und wiesen darum ein ähnliches Bild auf wie der nicht erneuerbare Energiebedarf. Frankreich wies in seinem Strommix einen relativ hohen Anteil an Strom aus Atomkraftwerken auf, weshalb sich der höhere Stromeinsatz in Frankreich nicht gross auf die CO₂-Emissionen auswirkte. Zusätzlich zu den CO₂-Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger wiesen die ausländischen Systeme auch CO₂-Emissionen aus Landumwandlung auf. Diese hingen direkt mit dem Sojaeinsatz zusammen, da dieses vor allem aus Brasilien importiert wird, wo für den Sojaanbau zum Teil Regenwald abgeholzt wird. Insgesamt kompensierten die höheren CO₂-Emissionen die niedrigeren Methanemissionen, sodass sich die Systeme bezüglich Treibhauspotenzial nicht unterschieden. Die Lachgasemissionen waren sich in allen untersuchten Systemen relativ ähnlich.

Das Ozonbildungspotenzial wurde auch durch die verdauungsbedingten Methanemissionen dominiert. Die niedrigeren Methanemissionen in den ausländischen Systemen wurden durch höhere Stickoxidemissionen hauptsächlich aus der Dieselverbrennung kompensiert, sodass sich die Systeme insgesamt auch hier nicht unterschieden.

Beim Flächenbedarf wies das italienische System tiefere Werte auf als das Schweizer System, das deutsche und das französische System lagen im gleichen Bereich (Abbildung 32). Der niedrigere Flächenbedarf in Italien ist durch die intensivere Fütterung mit mehr Kraftfutter erklärbar. Dabei ist festzuhalten, dass das System mehr Ackerland benötigte als das Schweizer System. Der niedrigere Flächenbedarf insgesamt war eine Folge des geringeren Bedarfs an Grünland, dies durch den geringeren Einsatz an Grünfütter und den fehlenden Weidegang.

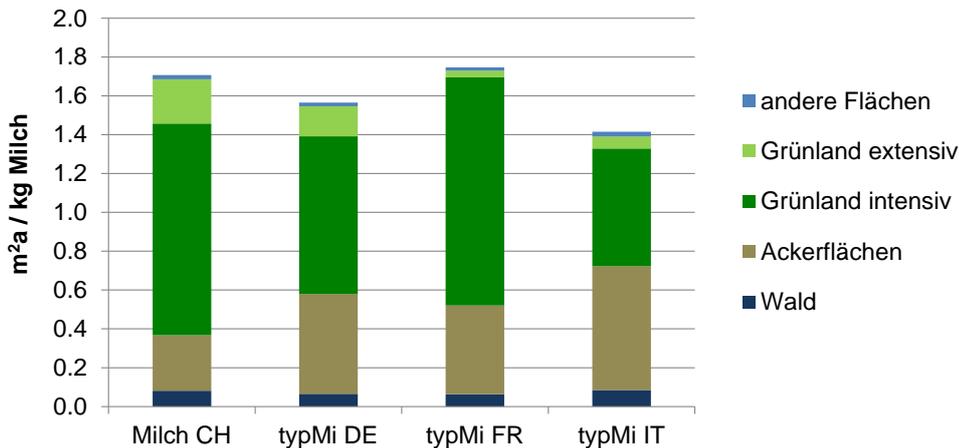


Abbildung 32: Flächenbedarf pro Kilogramm Milch ab Hof der untersuchten Milchproduktionssysteme, unterteilt nach Ackerflächen und Grünlandflächen

Die französischen Milchkühe hatten wie die Schweizer Kühe Weidegang, was sich in einem höheren Grünlandbedarf als bei den beiden anderen ausländischen Systemen ohne Weidegang ausdrückte. Das französische System wies dabei infolge seiner stärker auf Maissilage ausgerichteten Fütterung einen leicht geringeren Grünlandbedarf auf als das Schweizer System, hatte dafür aber einen höheren Bedarf an Ackerland, was insgesamt zu einem ähnlichen Flächenbedarf führte wie beim Schweizer System.

Der Ressourcenbedarf Phosphor und Kalium spiegelt die Menge des entsprechenden Mineraldüngers wider, welche für den Futtermittelanbau aufgewendet wurde. Die Schweiz hatte sowohl bezüglich Phosphor als auch Kalium einen tieferen Ressourcenbedarf als die ausländischen Systeme. Dies war durch den höheren Einsatz an Kraftfutter und/oder Maissilage in den ausländischen Systemen bedingt.

Die Abholzung hing direkt mit dem Sojaeinsatz zusammen und nahm von der Schweiz über Deutschland zu Frankreich bis Italien zu.

Der Wasserbedarf war in den ausländischen Systemen höher als im Schweizer System. Dies lag an der höheren Bewässerung beim Anbau des zugekauften Kraftfutters. Der direkte Wassereinsatz auf dem Hof (Tränke- und Reinigungswasser) machte in der Schweiz 67 %, in den ausländischen Systemen zwischen 25 % und 46 % des gesamten Wasserbedarfs aus. Die Gewichtung des Wasserbedarfs mit dem Wasserstress-Index (Pfister *et al.*, 2009) vergrößerte diese Unterschiede noch, da die ausländischen Systemen einen höheren Index aufweisen als das Schweizer System. Insbesondere im italienischen System fiel der Wasserverbrauch dadurch viel stärker ins Gewicht.

4.4.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Im Bereich Nährstoffmanagement wies Deutschland bei der aquatischen Eutrophierung N und P höhere Werte auf als das Schweizer System, die übrigen Systeme bewegten sich im gleichen Bereich wie die Schweiz. Ausnahme war das aquatische Eutrophierungspotenzial Phosphor, wo alle ausländischen Systeme höhere Werte aufwiesen als das Schweizer System (Abbildung 33). Der Grund hierfür lag vor allem in den höheren Emissionen auf den eigenen Flächen sowie dem grösseren Beitrag durch die zugekauften Futtermittel. Bei den P-Emissionen von den eigenen Flächen war bei den ausländischen Systemen vor allem die Abschwemmung von Phosphaten in Oberflächengewässer höher, bei Deutschland zudem die Auswaschung von Phosphaten ins Grundwasser. Die Gründe dafür waren je nach Land und Kultur unterschiedlich und hingen mit der Menge und der Art der verwendeten Hofdünger zusammen (Mineraldüngung versus organischer Düngung; Gülle versus Mist). Dazu war bei den ausländischen Systemen der Beitrag vom Tierzukauf infolge der höheren Remontierungsrate grösser als beim Schweizer System. Der Anteil Energieträger auf dem Hof bei Deutschland stammt von der Deponierung des Aushubs vom Braunkohleabbau zur Elektrizitätsgewinnung.

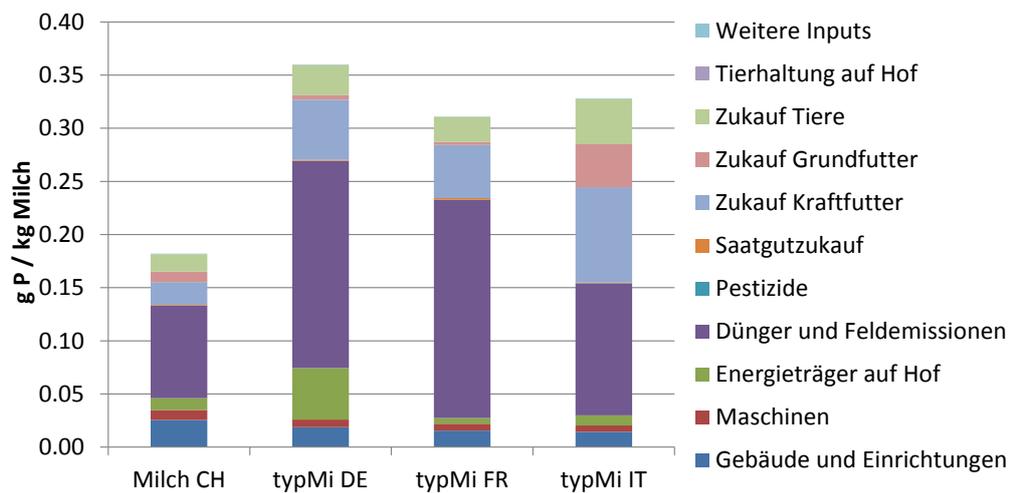


Abbildung 33: Aquatische Eutrophierung P pro Kilogramm Milch ab Hof für die untersuchten Milchproduktionssysteme, aufgeteilt nach Inputgruppen

Die aquatische Eutrophierung N (Abbildung 34) wird durch Ammoniak- und Nitratemissionen bestimmt, Energie- und Infrastrukturprozesse spielen hier keine Rolle. Am wichtigsten sind die Feldemissionen, gefolgt vom Kraftfutterzukauf. Wiederum waren die Feldemissionen im deutschen System am höchsten. Dies lag einerseits daran, dass das Düngungslevel bezüglich Stickstoff auf den hofeigenen Flächen insgesamt am höchsten war, andererseits im Vergleich zu den anderen Systemen auch am meisten Gülle pro Hektare ausgebracht wurde, was zu höheren Ammoniakemissionen führt als bei der Ausbringung von Mineraldüngern. In Italien waren die Feldemissionen sehr tief, was am niedrigen Düngungslevel und der geringen Menge an ausgebrachtem Hofdünger pro Hektare lag. Dafür waren die importierten Ammoniakemissionen durch die zugekauften Futtermittel im italienischen System viel höher als in den übrigen Systemen.

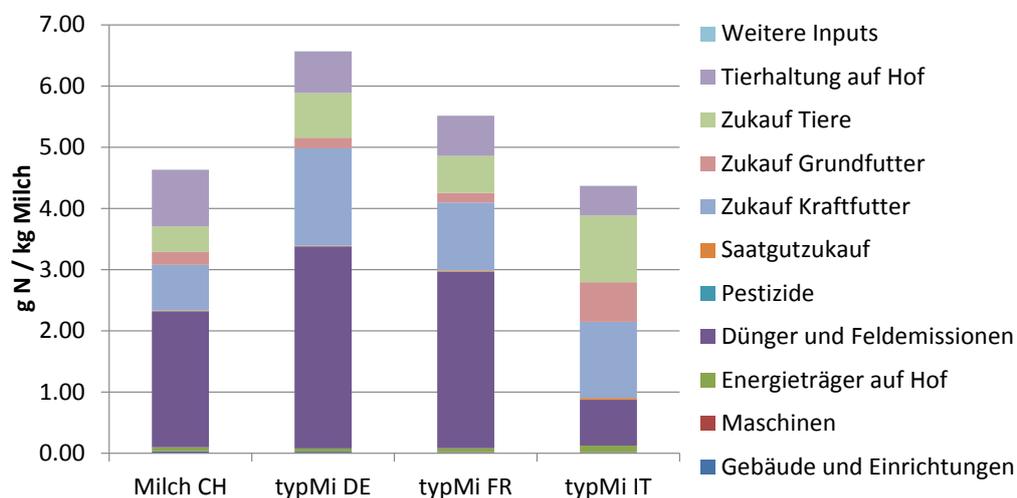


Abbildung 34: Aquatische Eutrophierung N pro Kilogramm Milch ab Hof für die untersuchten Milchproduktionssysteme, aufgeteilt nach Inputgruppen

Die terrestrische Eutrophierung und die Versauerung werden praktisch vollständig durch die Ammoniakemissionen bestimmt. Auch bei diesen beiden Umweltwirkungen war das deutsche System ungünstiger zu bewerten als das Schweizer System. Insgesamt folgte die terrestrische Eutrophierung dem gleichen Bild wie die aquatische Eutrophierung N.

4.4.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Im Bereich der schadstoffbezogenen Umweltwirkungen lagen alle Systeme im ähnlichen Bereich. Nur bei der terrestrischen Ökotoxizität wies Deutschland höhere Werte auf als die übrigen Systeme (Abbildung 35). Entscheidend für diesen Unterschied war vor allem die Belastungen durch die Nicht-Pestizide, und darunter hauptsächlich der hohe Chromeintrag in den Boden in Deutschland. Dieser stammte aus dem Düngemiteleininsatz beim Anbau von Wintergerste und Winterweizen als Futtermittel (vgl. Kapitel 3.3.4 und 3.4.4).

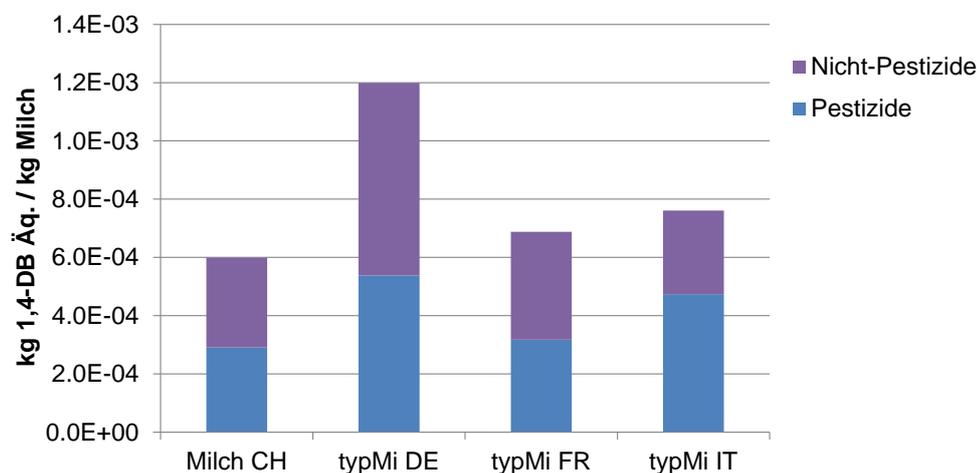


Abbildung 35: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Milch ab Hof der untersuchten Milchproduktionssysteme, aufgeteilt nach der Wirkung durch Pestizide und durch die übrigen Stoffe

Auch bei der aquatischen Ökotoxizität und der Humantoxizität dominierte die Wirkung der Nicht-Pestizide, nämlich durch Emissionen aus der Infrastruktur und dem Energieverbrauch sowie aus dem zugekauften Kraftfutter. Der Anteil aus der Infrastruktur- und Energiebereitstellung nahm bei der Humantoxizität mit der Milchleistung tendenziell ab, derjenige aus dem Kraftfutterzukauf zu, sodass es insgesamt keinen Unterschied zwischen den Systemen gab.

4.5 Sensitivitätsanalysen

4.5.1 Fütterungsvarianten

Um den Einfluss verschiedener Fütterungsstrategien genauer zu untersuchen, wurden für die Schweiz drei Varianten mit unterschiedlichem Kraftfuttereinsatz gerechnet (siehe Kapitel 4.1.3). Untersucht wurden eine grünlandbasierte Strategie und eine Strategie mit intensiver, mais-/kraftfutterbetonter Fütterung. Die grünlandbasierte Variante wurde nochmals unterteilt in eine Variante mit Stallfütterung (grasbasiert) und eine weidebasierte Variante. Tabelle 44 zeigt eine Übersicht über die Resultate der drei untersuchten Varianten.

Tabelle 44: Übersicht über die Resultate der drei Fütterungsvarianten Schweiz

Umweltwirkungen		Einheit	Acker- basiert	Gras- basiert	Weide- basiert
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	3.67E+00	4.38E+00	4.23E+00
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	9.75E-01	1.31E+00	1.26E+00
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	1.10E+01	1.44E+01	1.41E+01
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Person*ppm*h	8.53E-04	1.12E-03	1.10E-03
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	1.40E-03	5.90E-04	5.90E-04
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	9.26E-04	8.56E-04	8.33E-04
	Flächenbedarf	m ² a	1.03E+00	1.72E+00	1.73E+00
	Abholzung	m ²	4.50E-04	2.72E-04	2.69E-04
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	8.53E-03	1.16E-02	1.15E-02
	Wasserbedarf (WSI)	m ³	7.88E-04	1.07E-03	1.06E-03
Nährstoffbezogen	Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	4.95E-01	8.48E-01	7.04E-01
	Aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	3.18E-03	4.76E-03	4.53E-03
	Aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	1.25E-04	1.88E-04	1.79E-04
	Versauerungspotenzial	m ²	1.26E-01	2.09E-01	1.75E-01
Schadstoffbez.	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	5.70E-04	3.51E-04	3.13E-04
	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	8.35E-02	8.70E-02	8.39E-02
	Humantoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	1.86E-01	2.12E-01	2.07E-01

Generell schnitt die ackerbasierte Variante meist günstiger ab. Ausnahmen waren bei den Kategorien Bedarf an Ackerland, Abholzung, Ressourcenbedarf P und K und terrestrische Ökotoxizität zu finden, wo die ackerbasierte Variante ungünstiger abschnitt als die grünlandbasierten Varianten. Bei der aquatischen Ökotoxizität und der Humantoxizität gab es keine Unterschiede zwischen den Systemen.

Der höhere Bedarf an Ackerland ergab sich aus dem höheren Kraftfutterbedarf. Der Flächenbedarf insgesamt war bei den grünlandbasierten Varianten höher, da infolge des niedrigeren Energieertrags pro Hektare von Wiesen im Vergleich zu Ackerland überproportional mehr Grünland bewirtschaftet werden muss, um die nötige Energiemenge für die Milchproduktion bereitzustellen (Abbildung 36). Die höhere Abholzung war auf die vermehrte Verfütterung von Soja zurückzuführen, für dessen Anbau in Brasilien zum Teil Regenwald- und Buschlandflächen gerodet werden.

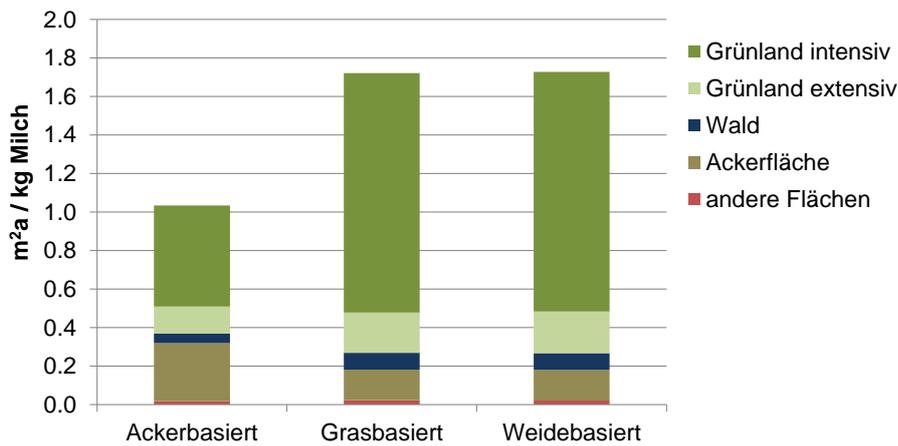


Abbildung 36: Flächenbedarf pro Kilogramm Milch ab Hof für die drei untersuchten Fütterungsvarianten Schweiz

Der Ressourcenbedarf Kalium rührt vom Mineraldüngereinsatz beim Futtermittelanbau her. Wichtigste Inputgruppen sind der Zukauf von Kraft- und Grundfutter. Da in der ackerbasierten Variante mehr Kraftfutter verfüttert wurde, bestand hier ein höherer Bedarf an mineralischem K-Dünger. Beim Ressourcenbedarf Phosphor spielte neben dem Futtermittelzukauf auch der Einsatz mineralischer Phosphordünger auf den eigenen Flächen eine Rolle. Der höhere Einsatz von Phosphordünger auf den Grünflächen wog die Vorteile durch den geringeren Kraftfüttereinsatz teilweise wieder auf, sodass die ackerbasierte Variante zwar höhere Werte aufwies, insgesamt aber nur kleine Unterschiede zwischen den Systemen resultierten. Bei der terrestrischen Ökotoxizität war vor allem der Pestizideinsatz entscheidend, welcher im Ackerland höher ist als im Grünland (Abbildung 37).

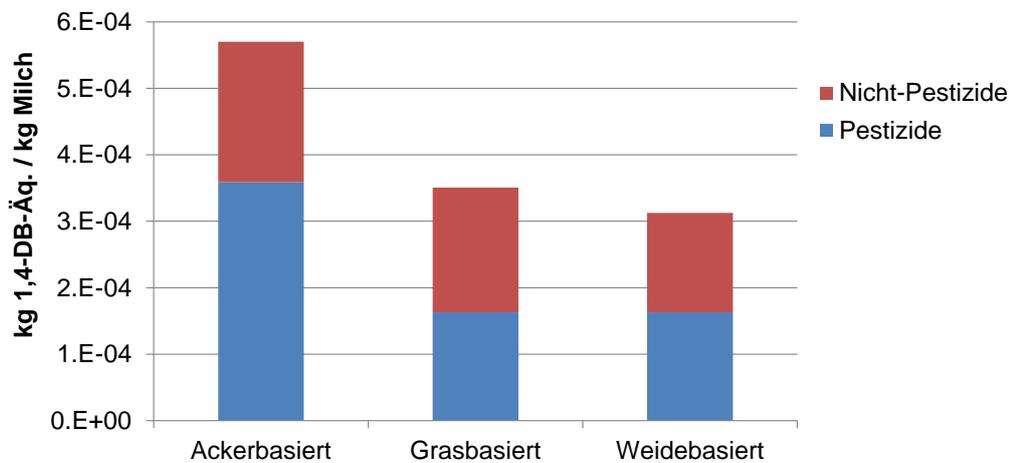


Abbildung 37: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Milch ab Hof für die drei untersuchten Fütterungsvarianten Schweiz

Bei den übrigen Umweltwirkungen schnitt die ackerbasierte Variante günstiger ab. Dies lag vor allem an der deutlich höheren Milchleistung, welche im ackerbasierten System erzielt wurde (9'000 kg/Kuh verglichen mit 6'000 kg/Kuh in den grünlandbasierten Systemen). Gut ersichtlich wird dies beim Energiebedarf (Abbildung 38). Die ackerbasierte Variante hatte zwar einen höheren Beitrag durch das zugekaufte Kraftfutter, dies wurde jedoch überkompensiert durch den geringeren Beitrag der Energieträger auf dem Hof und der Gebäude/Einrichtungen sowie der Maschinen. Dazu war auch der Anteil des Tierzukaufs geringer. Der niedrige Beitrag durch Infrastruktur und Tierzukauf kann direkt auf die höhere Milchleistung zurückgeführt werden: Bei allen Systemen wurde die gleiche Infrastruktur sowie die gleiche Remontierungsrate angenommen. Bei einer höheren Milchleistung werden diese Inputs auf eine grössere Milchmenge verteilt, was pro Kilogramm Milch einen kleineren Beitrag der oben erwähnten Produktionsmittel bedeutet.

Der Einsatz der direkten Energieträger wurde zwar an die unterschiedlichen Bewirtschaftungsflächen angepasst, dies führte jedoch zu keinen grossen Veränderungen. Ersichtlich wird die Anpassung beim Vergleich der grasbasierten und der weidebasierten Varianten, wo die weidebasierte Variante leicht besser abschneidet, da während der Weidesaison der Aufwand für die Futterernte und den Futtertransport wegfällt. Insgesamt war dieser Unterschied aber gering. Deutlicher war der Unterschied zwischen der ackerbasierten und den grünlandbasierten Varianten, der wie oben dargelegt auf die unterschiedlichen Milchleistungen zurückzuführen ist.

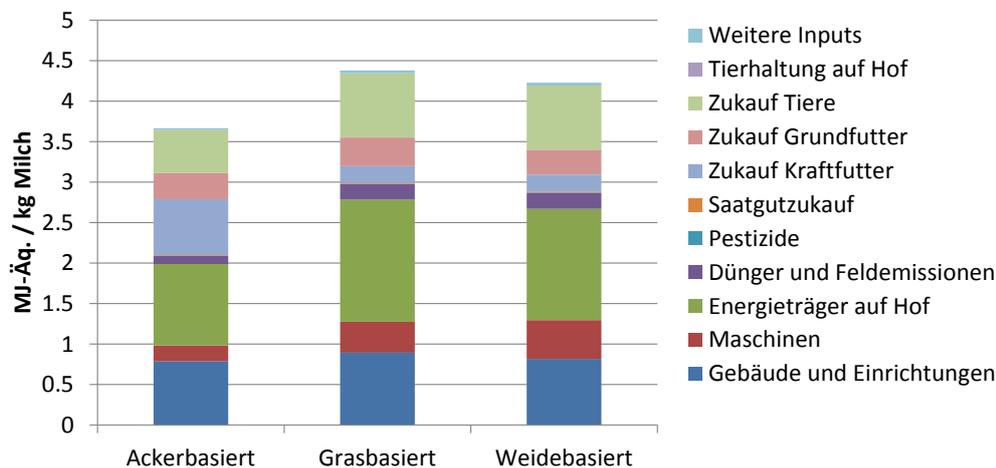


Abbildung 38: Energiebedarf pro kg Milch der drei untersuchten Fütterungsvarianten Schweiz, aufgeschlüsselt nach Inputgruppen

Der gleiche Effekt kam auch bei allen übrigen Umweltwirkungen zum Tragen. Beim Treibhauspotenzial (Abbildung 39) sowie der Ozonbildung dominierten die verdauungsbedingten Methanemissionen. Die Emissionen pro Kuh waren in der ackerbasierten Variante infolge der grösseren TS-Aufnahme zwar um 20 % höher, da die Milchleistung jedoch 30 % höher lag als in den grünlandbasierten Varianten resultierten pro Kilogramm Milch geringere Emissionen. Die weidebasierte Variante war wiederum leicht tiefer als die grasbasierte Variante, dies infolge der geringeren CO₂-Emissionen wegen des tieferen Energiebedarfs und leicht tieferen Lachgasemissionen.

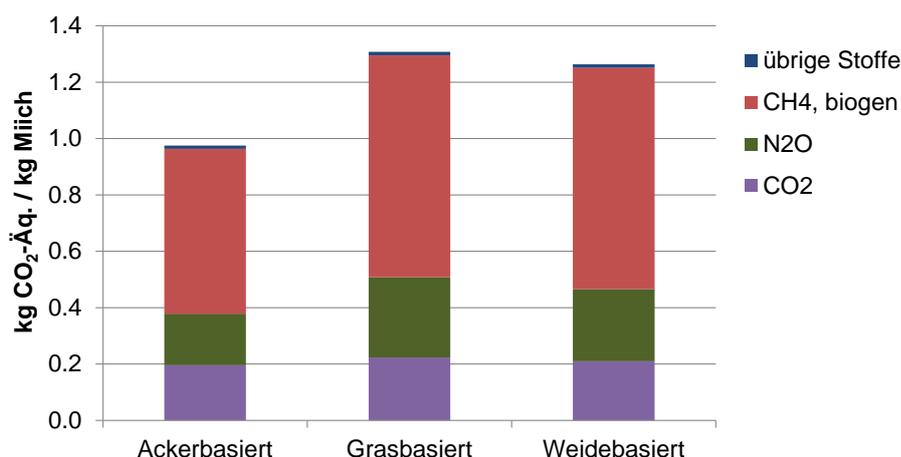


Abbildung 39: Treibhauspotenzial pro kg Milch der drei untersuchten Fütterungsvarianten Schweiz, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Emissionen

Die Stickstoffemissionen in Form von Lachgas, Ammoniak und Nitrat folgten insgesamt einem ähnlichen Muster: Am höchsten waren sie in der grasbasierten Variante, in der weidebasierten Variante ein wenig tiefer und am tiefsten in der ackerbasierten Variante. Am ausgeprägtesten zeigt sich dies bei den Ammoniakemissionen (Abbildung 40). Den grössten Einfluss haben hierbei die Feldemissionen. Diese

stammen massgeblich aus der Hofdüngerausbringung, welche vor allem auf Grünland stattfindet. Da die grünlandbasierten Varianten deutlich mehr Grünland bewirtschafteten, waren hier auch die Ammoniakemissionen höher. Die weidebasierte Variante wies jeweils leicht tiefere Feldemissionen als die grasbasierte Variante auf, da hier ein Teil der Hofdünger direkt auf der Weide anfällt und hierbei weniger Emissionen entstehen als bei der Hofdüngerausbringung.

Das Gleiche gilt prinzipiell auch für die Lachgas- und die Nitratemissionen. Hier sind die Feldemissionen jedoch weniger stark mit dem Grünland liiert als bei den Ammoniakemissionen, deshalb waren die Unterschiede kleiner. Bei den Nitratemissionen wurden die geringeren Emissionen auf den eigenen Flächen in der ackerbasierten Variante zudem zum Teil durch den höheren Kraftfutterzukauf kompensiert. Insgesamt waren die Unterschiede zwischen den Systemen bei der aquatischen Eutrophierung N, wo Ammoniak und Nitrat eine wichtige Rolle spielen, somit geringer als diejenigen bei der hauptsächlich ammoniakdominierten terrestrischen Eutrophierung und Versauerung.

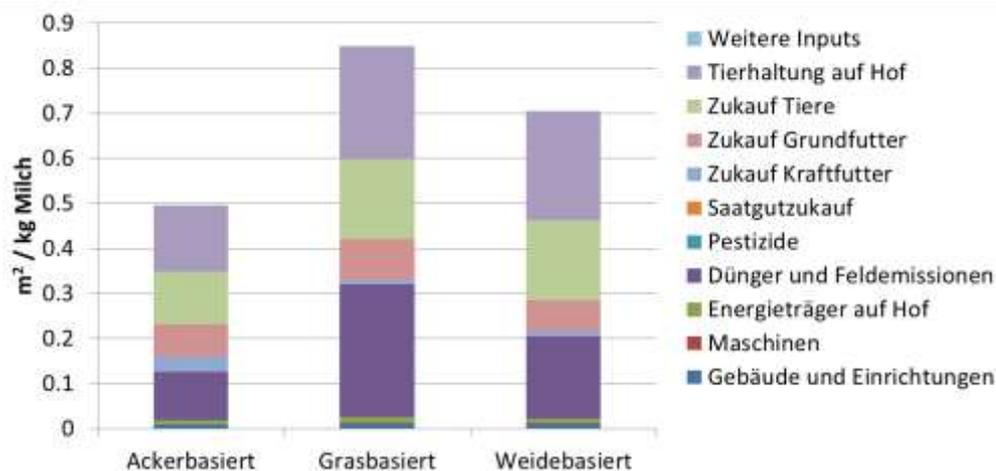


Abbildung 40: Terrestrisches Eutrophierungspotenzial pro kg Milch der drei untersuchten Fütterungsvarianten Schweiz, aufgeschlüsselt nach Inputgruppen

Neben den Feldemissionen wiesen die grünlandbasierten Varianten auch höhere Werte für den Tierzukauf und die Tierhaltung auf dem Hof auf. Dies ist wiederum auf die geringere Milchleistung zurückzuführen, wodurch sich die Emissionen pro Kuh auf weniger Milch verteilen.

Das gleiche Muster wie bei der aquatischen Eutrophierung N findet man auch bei der aquatischen Eutrophierung P, was auch durch den unterschiedlichen Flächenbedarf bedingt war. Das Versauerungspotenzial wird wie die terrestrische Eutrophierung durch die Ammoniakemissionen dominiert und folgte demzufolge dem gleichen Muster wie diese Umweltwirkung.

Bei der aquatischen Ökotoxizität dominierte die Wirkung der Nicht-Pestizide. Diese glichen den höheren Impact durch die Pestizide bei der ackerbasierten Variante aus, sodass insgesamt keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Systemen ersichtlich wurden. Auch bei der Humantoxizität dominierte die Wirkung der Nicht-Pestizide, wobei hier vor allem Schadstoffe eine Rolle spielten, welche bei der Energie- und Infrastrukturbereitstellung entstanden. Analog zum Energiebedarf war deshalb auch bei der Humantoxizität die ackerbasierte Variante am tiefsten.

4.5.2 Vergleich der Produktionsregionen Tal, Hügel, Berg

Vergleicht man die einzelnen schweizerischen Milchproduktionsbetriebe in den verschiedenen Regionen, stellt man bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen allgemein zunehmende Werte von der Tal- über die Hügel- zur Bergregion fest. Einzig beim Ressourcenbedarf Phosphor wies die Hügelregion höhere Werte auf als die beiden anderen Systeme, beim Wasserbedarf tiefere. Besonders deutlich ersichtlich sind die mit der Höhenlage zunehmenden Werte beim Energiebedarf (Abbildung 41).

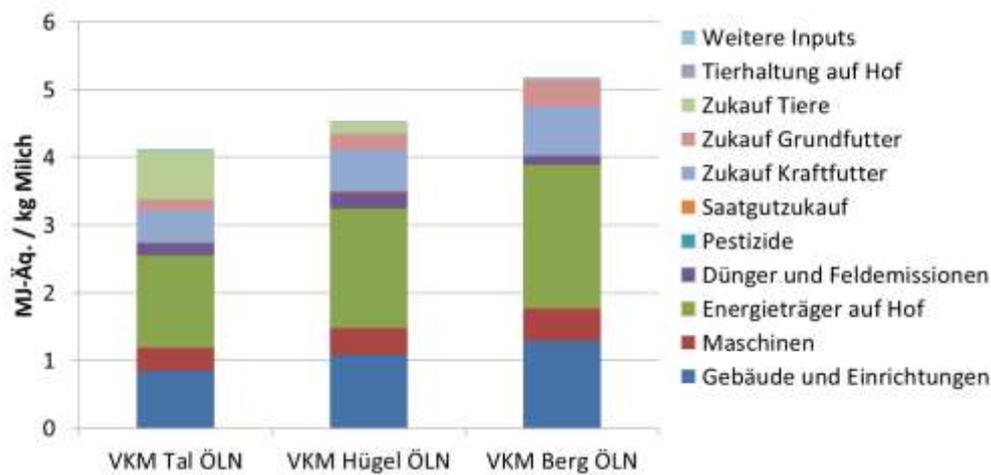


Abbildung 41: Energiebedarf pro kg Milch der drei Verkehrsmilchbetriebe in unterschiedlicher Höhenlage

Der Beitrag durch Infrastruktur und direkte Energieträger stieg mit der Höhenstufe an. Dies lag zum einen an der mit der Höhenstufe abnehmenden Milchleistung (von 6'700 kg im Tal über 6'400 kg in der Hügelregion bis zu 5'900 kg in der Bergregion), zum anderen bedingt die Topographie in den Bergen eine andere Mechanisierung und kann zu einem erhöhten Treibstoffverbrauch führen. Auch der Energiebedarf durch den Kraft- und Grundfutterzukauf vergrößerte sich mit der Höhenlage. Dies deutet darauf hin, dass die höhergelegenen Betriebe nicht alles benötigte Futter selbst anbauen konnten und vermehrt auf Zukauf angewiesen waren. Ein umgekehrtes Bild zeigte sich beim Tierzukauf: Hier wies der Talbetrieb den höchsten Beitrag auf, während der Bergbetrieb praktisch keinen Tierzukauf vorwies. Die Bergbetriebe zogen die zur Remontierung benötigten Tiere offensichtlich selbst auf, während die Talbetriebe zumindest zum Teil auf zugekaufte Tiere setzten – seien das nun betriebsfremde Tiere oder Tiere, welche zur Vertragsaufzucht in einem Bergbetrieb weilten. Die eigene Aufzucht im Bergbetrieb trug ihrerseits auch zum grösseren Bedarf an Infrastruktur und Futter sowie dem höheren Energieeinsatz bei.

Die Methanemissionen nahmen von der Tal- über die Hügel- bis zur Bergregion infolge der geringeren Milchleistung pro Kuh zu. Dies zeigt sich in den methandominierten Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung. Der höhere Landbedarf in der Hügel- und Bergregion (Abbildung 42) war vor allem eine Folge des höheren Grünlandbedarfs. Dazu trug einerseits die eigene Nachzucht bei, aber auch die geringeren Erträge in der Höhe, was eine grössere Fläche bedingt, um dieselbe Menge an Futter zu ernten. Der Bergbetrieb wies auch einen wesentlich höheren Anteil an extensiven Grünflächen auf als die beiden anderen Betriebe. Der Bedarf an Ackerflächen war über alle Betriebe ungefähr gleich. Die Abholzung nahm auch mit der Höhenstufe zu, dies weil die Bergbetriebe mehr Kraftfutter zukaufen als die Talbetriebe und somit auch mehr Soja verfütterten. Einschränkend muss gesagt werden, dass bei allen Betrieben von der gleichen Kraftfutterzusammensetzung ausgegangen wurde. Falls der Sojaeinsatz in den verschiedenen Höhenstufen nicht der gleiche wäre, sähen die Resultate bezüglich Abholzung anders aus.

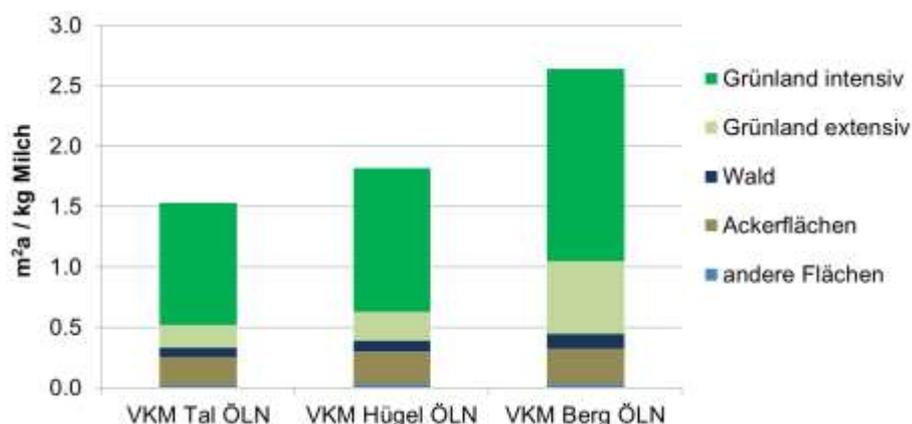


Abbildung 42: Flächenbedarf pro kg Milch der drei Verkehrsmilchbetriebe in unterschiedlicher Höhenlage

Nicht mit der Höhenstufe ansteigend war der Ressourcenbedarf an Phosphor (Abbildung 43). Beim Phosphorbedarf lag der Hügelbetrieb am höchsten, dann folgte der Tal- und zuletzt der Bergbetrieb. Dieser hatte zwar den höchsten Beitrag durch den Futterzukauf, setzte aber auf den eigenen Flächen kaum Phosphordünger ein, was insgesamt zum niedrigsten Phosphorbedarf führte. Der Hügelbetrieb setzte mehr Phosphordünger ein als der Talbetrieb, zudem hatte er einen höheren Beitrag durch den Futterzukauf, wodurch er insgesamt das höchste Resultat aufwies. Der Ressourcenbedarf Kalium hingegen nahm mit der Höhenstufe zu. Verantwortlich dafür war der mit der Höhenstufe ansteigende Zukauf von Kraft- und Grundfutter. Auf den eigenen Flächen setzen alle Betriebe praktisch keine mineralischen Kaliumdünger ein.

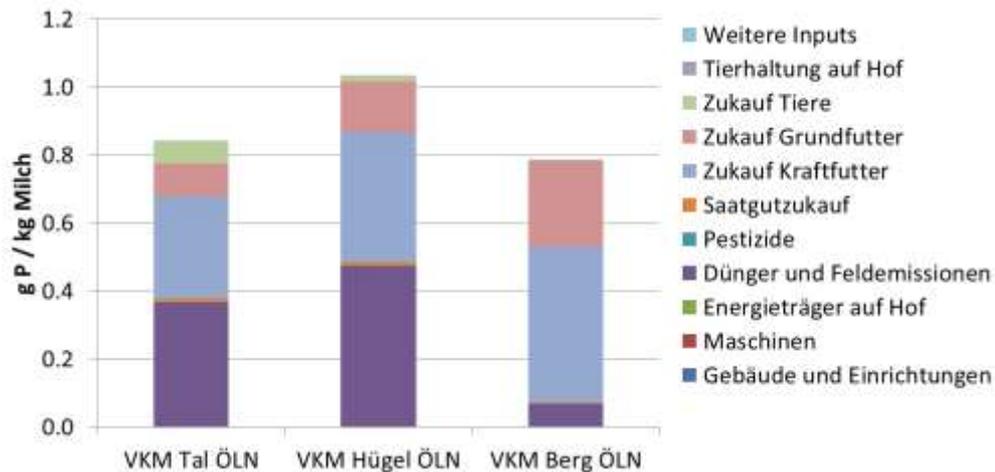


Abbildung 43: Ressourcenbedarf Phosphor pro kg Milch der drei Verkehrsmilchbetriebe in unterschiedlicher Höhenlage

Im Bereich der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen stiegen vor allem die Ammoniakemissionen mit der Höhenstufe an. Dies lag einerseits an den Feldemissionen, welche durch den höheren Grünlandanteil und damit durch die vermehrte Gülleausbringung anstiegen, andererseits an den höheren Emissionen durch die Tierhaltung, was wiederum mit der geringeren Milchleistung pro Kuh erklärt werden kann. Dadurch werden die Gesamtemissionen pro Kuh auf eine kleinere Menge Milch verteilt, was zu höheren Werten pro Kilogramm Milch führt. Dies erklärt die Resultate der ammoniakdominierten Umweltwirkungen terrestrische Eutrophierung (Abbildung 44) und Versauerung. Auch die Phosphoremissionen stiegen mit der Höhenstufe und dem steigenden Flächenbedarf an, was sich in einer mit der Höhenstufe zunehmenden aquatischen Eutrophierung P ausdrückte. Bei der aquatischen Eutrophierung N sah es anders aus, hier wies der Hügelbetrieb die tiefsten Werte auf. Den Haupteinfluss auf diese Umweltwirkung haben die Nitratemissionen, welche im Hügelgebiet am tiefsten waren. Während die Feldemissionen bei allen Betrieben praktisch gleich hoch waren, wies der Hügelbetrieb einen kleineren Tierzukauf als der Tal- und geringere Futterzukaufe als der Bergbetrieb auf. Insgesamt waren die Unterschiede bei der aquatischen Eutrophierung N aber sehr klein und die Betriebe bewegten sich auf ähnlichem Niveau.

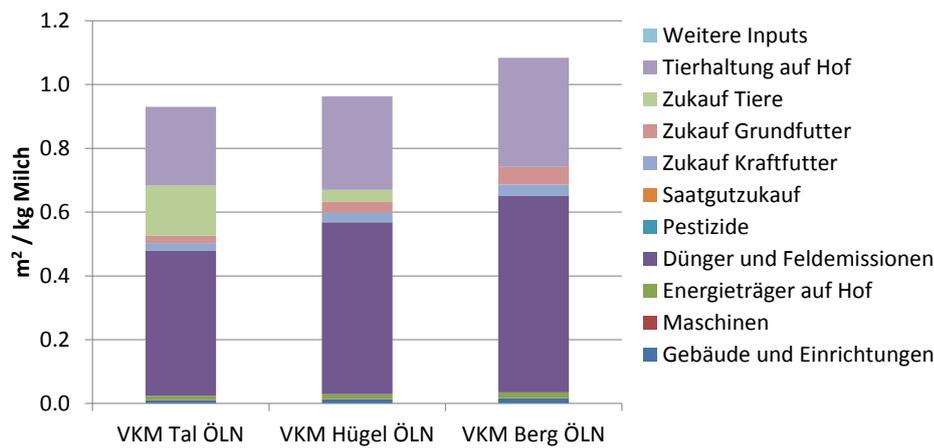


Abbildung 44: Terrestrische Eutrophierung pro kg Milch der drei Verkehrsmilchbetriebe in unterschiedlicher Höhenlage

Im Bereich der schadstoffbezogenen Umweltwirkungen wies der Bergbetrieb jeweils die höchsten Werte und der Talbetrieb die niedrigsten Werte auf. Dies lag daran, dass sowohl der Impact durch die Pestizide wie auch derjenige durch die übrigen Substanzen (Nicht-Pestizide) mit der Höhenlage anstieg. Bei den Pestiziden war hierfür vor allem der steigende Kraftfutterzukauf verantwortlich. Dieser war viel wichtiger als der Einsatz von Pestiziden im eigenen Futterbau, der mit der Höhenstufe abnahm (Abbildung 45). Der Einfluss der Pestizide war vor allem bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität bedeutend. Bei der Humantoxizität dominierte der Einfluss der Nicht-Pestizide. Auch dieser stieg mit der Höhenstufe an. Dies war vor allem auf den steigenden Anteil an Infrastruktur und den höheren Energieeinsatz zurückzuführen, was letztendlich durch die abnehmende Milchleistung bedingt ist.

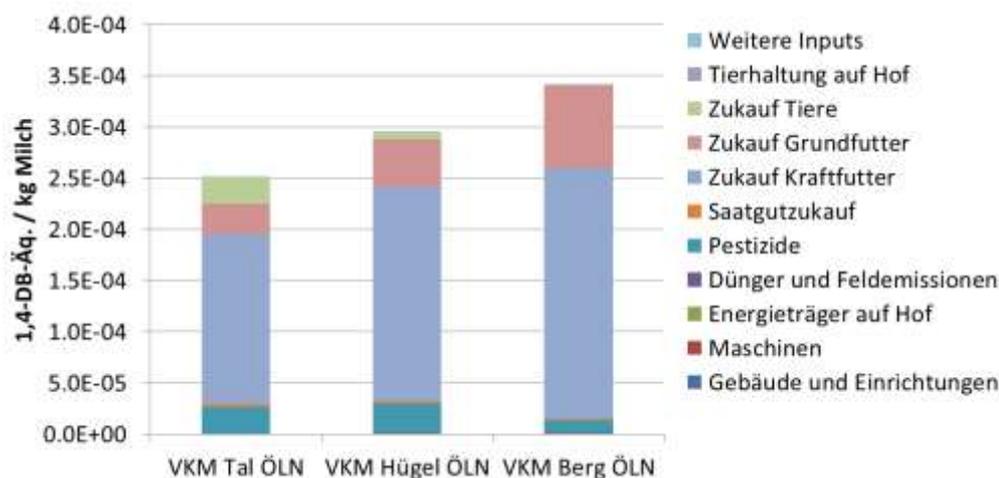


Abbildung 45: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial durch Pestizide der drei Verkehrsmilchbetriebe in unterschiedlicher Höhenlage

Insgesamt waren also mit der Höhenstufe zunehmende Umweltwirkungen pro Kilogramm Milch zu beobachten, mit Ausnahmen der Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P, Wasserbedarf und aquatische Eutrophierung N.

4.6 Gesamte Kette der Käseherstellung

4.6.1 Übersicht

Tabelle 45 zeigt eine Übersicht über die Umweltwirkung der untersuchten Käse. Im Allgemeinen zeigten die Umweltwirkungen pro Kilogramm Käse das gleiche Muster wie die Umweltwirkungen pro Kilogramm Milch, da die landwirtschaftliche Phase, also die Milchproduktion, die gesamten Umweltwirkungen der Käseproduktion bis zur Verkaufsstelle dominierte. Einzig bei Energiebedarf, aquatischer Ökotoxizität und Humantoxizität betrug der Einfluss der nachgelagerten Stufen mehr als 15 % (Tabelle 46). Hierfür war vor

allem der Energieeinsatz (Strom und Heizöl) in der Käserei verantwortlich. Allgemein hatte die Käserei bei den nachgelagerten Prozessen den grössten Einfluss, gefolgt von den Transporten. Die Verteilzentrale war für die Umweltwirkungen der Käseproduktion vernachlässigbar.

Tabelle 45: Übersicht über die Umweltwirkungen von Schweizer, deutschem, französischem und italienischem Käse

Umweltwirkungen		Einheit	Käse CH	Käse DE	Käse FR	Käse IT
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	6.53E+01	7.49E+01	7.81E+01	9.33E+01
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	1.52E+01	1.65E+01	1.61E+01	1.52E+01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	1.62E+02	1.66E+02	1.74E+02	1.61E+02
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Person*ppm*h	1.26E-02	1.28E-02	1.34E-02	1.21E-02
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	1.11E-02	7.55E-02	3.02E-02	8.58E-02
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	1.24E-02	2.29E-02	2.50E-02	1.68E-02
	Flächenbedarf	m ² a	1.97E+01	1.81E+01	2.01E+01	1.63E+01
	Abholzung	m ²	5.12E-03	8.40E-02	1.25E-01	2.03E-01
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	1.31E-01	1.74E-01	1.78E-01	2.50E-01
	Wasserbedarf (WSI)	m ³	1.21E-02	2.09E-02	3.22E-02	6.82E-02
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	1.05E+01	1.28E+01	1.15E+01	9.61E+00
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	5.36E-02	7.60E-02	6.39E-02	5.07E-02
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	2.38E-03	4.80E-03	3.82E-03	4.06E-03
	Versauerungspotenzial	m ²	2.61E+00	3.16E+00	2.89E+00	2.55E+00
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	7.07E-03	1.40E-02	8.14E-03	9.02E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	1.30E+00	1.76E+00	1.16E+00	1.54E+00
	Humantoxizitätspotenzial	kg 1,4-DB-Äq.	3.06E+00	3.17E+00	3.12E+00	3.74E+00

Auch bei Treibhauspotenzial und Ozonbildungspotenzial spielten die nachgelagerten Stufen noch eine gewisse Rolle, auch dies aufgrund des Energieeinsatzes bei der Käseproduktion sowie – vor allem bei den ausländischen Systemen – aufgrund der Transporte in die Schweiz. Diese spielten bei den ausländischen Systemen durch die weiteren Distanzen eine grössere Rolle als beim Schweizer Käse, insgesamt war aber auch hier der Energiebedarf in der Käserei am wichtigsten. Der Wasserbedarf in der Käserei machte bis zu 10 % des gesamten Wasserbedarf aus, je nach Wasserbedarf der landwirtschaftlichen Produktion.

Tabelle 46: Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der gesamten Kette von Käse aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien.

	Käse CH	Käse DE	Käse FR	Käse IT
Energiebedarf	24%	29%	29%	21%
Treibhauspotenzial	5%	8%	6%	8%
Ozonbildungspotenzial Vegetation	2%	5%	5%	6%
Ozonbildungspotenzial Human	2%	5%	4%	5%
Ressourcenbedarf K	2%	1%	1%	2%
Ressourcenbedarf P	0%	0%	0%	0%
Flächenbedarf	0%	0%	0%	0%
Abholzung	3%	0%	0%	0%
Wasserbedarf (WSI)	15%	12%	12%	7%
terr. Eutrophierung	0%	1%	1%	1%
aq. Eutrophierung N	1%	1%	1%	1%
aq. Eutrophierung P	11%	14%	6%	7%
Versauerung	2%	2%	2%	3%
terr. Ökotox.	3%	2%	3%	3%
aq. Ökotox.	19%	27%	22%	18%
Humantox.	20%	21%	22%	18%

4.6.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Abbildung 46 zeigt eine Übersicht über die Umweltwirkungen von Käse aus den vier untersuchten Ländern an der Verkaufsstelle in der Schweiz, unterteilt in die Umweltwirkungen aus der Milchproduktion und diejenigen der nachgelagerten Prozesse. Die nachgelagerten Prozesse waren nur für den Energiebedarf und das Treibhauspotenzial relevant. Dabei war der Energiebedarf für die nachgelagerten Stufen in Deutschland und Frankreich etwas höher als in der Schweiz und in Italien (Abbildung 47), dies führte dazu, dass sich die Unterschiede zwischen den ausländischen Systemen beim Energiebedarf pro Kilogramm Käse etwas verringerten. Die Reihenfolge blieb aber gleich wie beim Energiebedarf pro Kilogramm Milch. Der höhere Energiebedarf für die nachgelagerten Stufen lag vor allem an den grösseren Transportdistanzen. Dazu haben Deutschland und Frankreich einen kleineren Anteil an erneuerbaren Energien in ihren Strommixen, sodass der Bedarf an nicht erneuerbarer Energie pro Kilowattstunde Strom hier etwas höher ist als in der Schweiz und in Italien, was bei der Stufe Käserei zum Tragen kam.

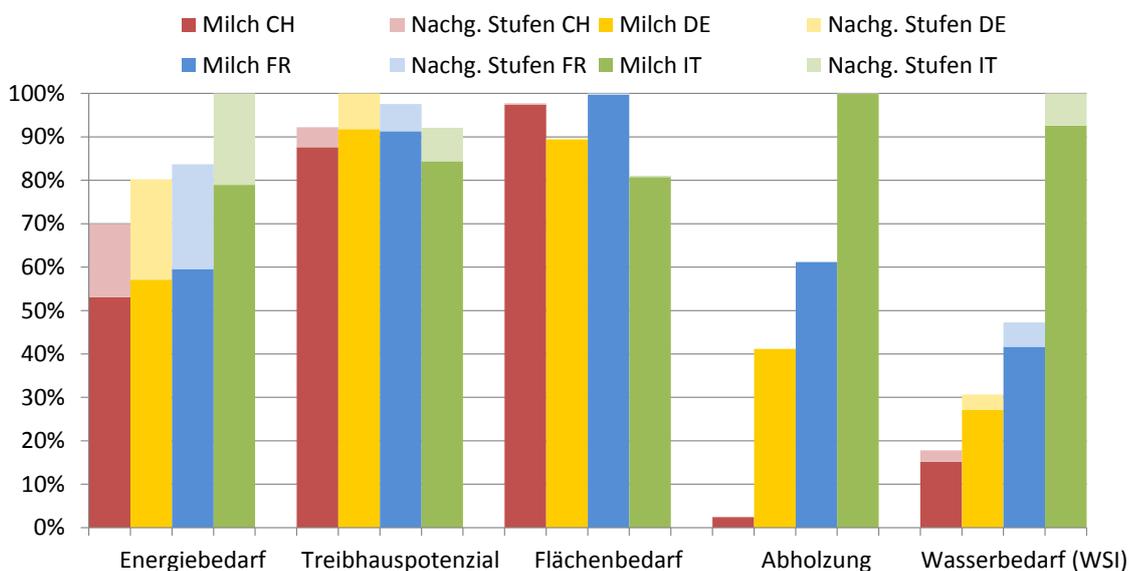


Abbildung 46: Übersicht über die ressourcenbezogenen Umweltwirkungen von Käse aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien an der Verkaufsstelle in der Schweiz.

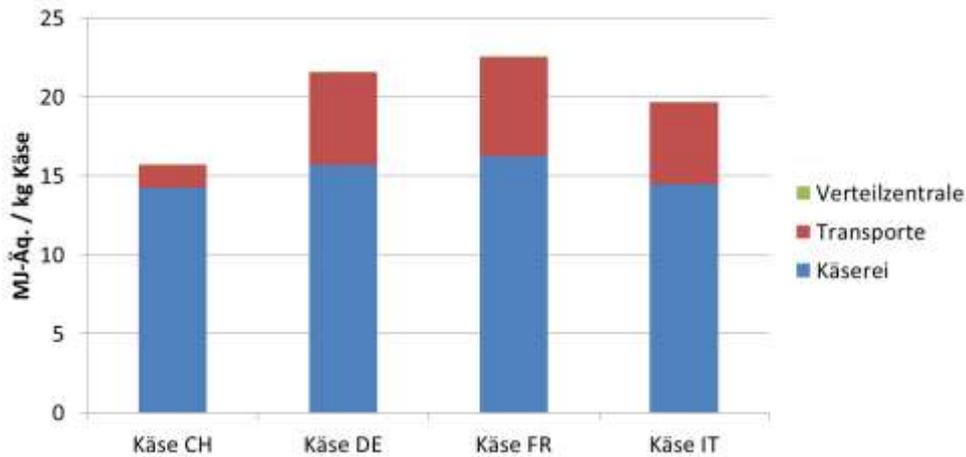


Abbildung 47: Energiebedarf pro kg Käse der nachgelagerten Prozesse.

4.6.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Abbildung 48 zeigt eine Übersicht über die nährstoffbezogenen Umweltwirkungen pro Kilogramm Käse an der Verkaufsstelle in der Schweiz.

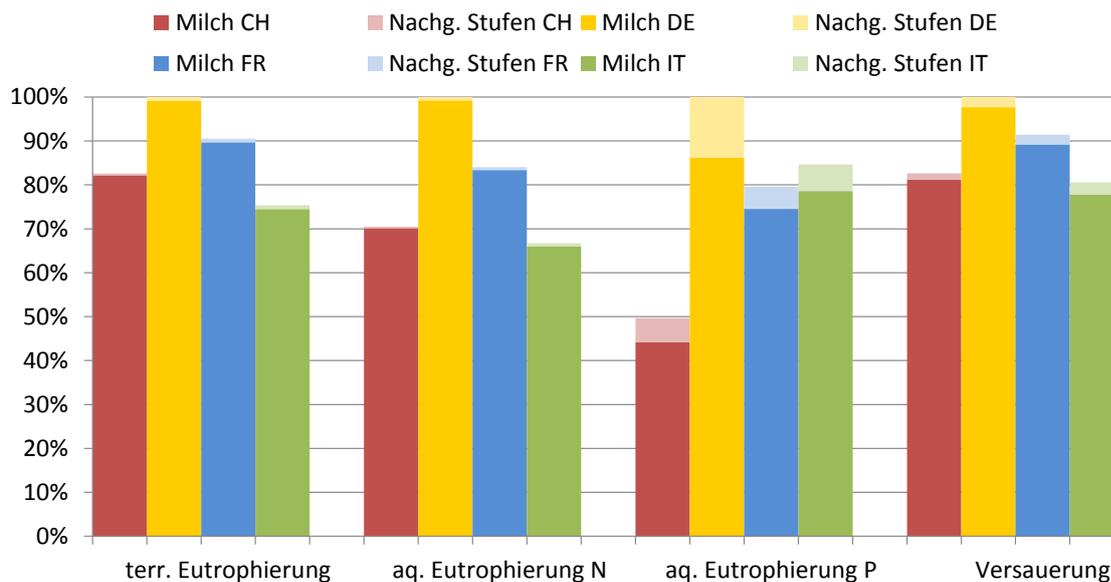


Abbildung 48: Übersicht über die nährstoffbezogenen Umweltwirkungen von Käse aus den vier untersuchten Ländern Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien an der Verkaufsstelle in der Schweiz

Die nachgelagerten Stufen lieferten einzig bei der aquatischen Eutrophierung P einen nennenswerten Beitrag zum Gesamtergebnis. Dies kam vor allem aus der Strom- und Infrastrukturbereitstellung für die Käserei (Abbildung 49), wobei hier vor allem das verwendete Kupfer ins Gewicht fiel. In Deutschland war die Bedeutung der Strombereitstellung etwas grösser als in den übrigen Ländern, da hier er Aushub aus der Braunkohlegewinnung zur Stromproduktion noch eine Rolle spielte.

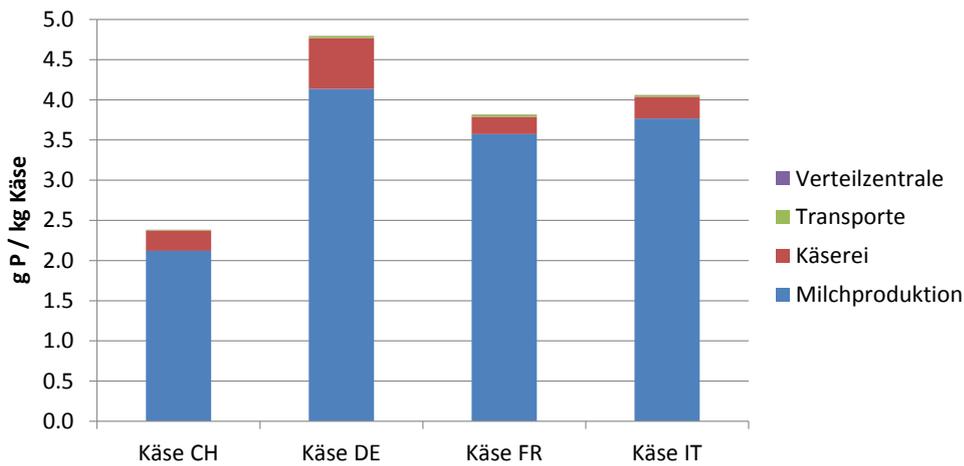


Abbildung 49: Aquatisches Eutrophierungspotenzial P pro Kilogramm Käse an der Verkaufsstelle

4.6.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Im Bereich Schadstoffmanagement lieferten die nachgelagerten Stufen einen wesentlichen Beitrag zur aquatischen Ökotoxizität und Humantoxizität (Abbildung 50). Verantwortlich hierfür war wiederum die Käseerei, und zwar die Infrastruktur- und Energiebereitstellung (Abbildung 51).

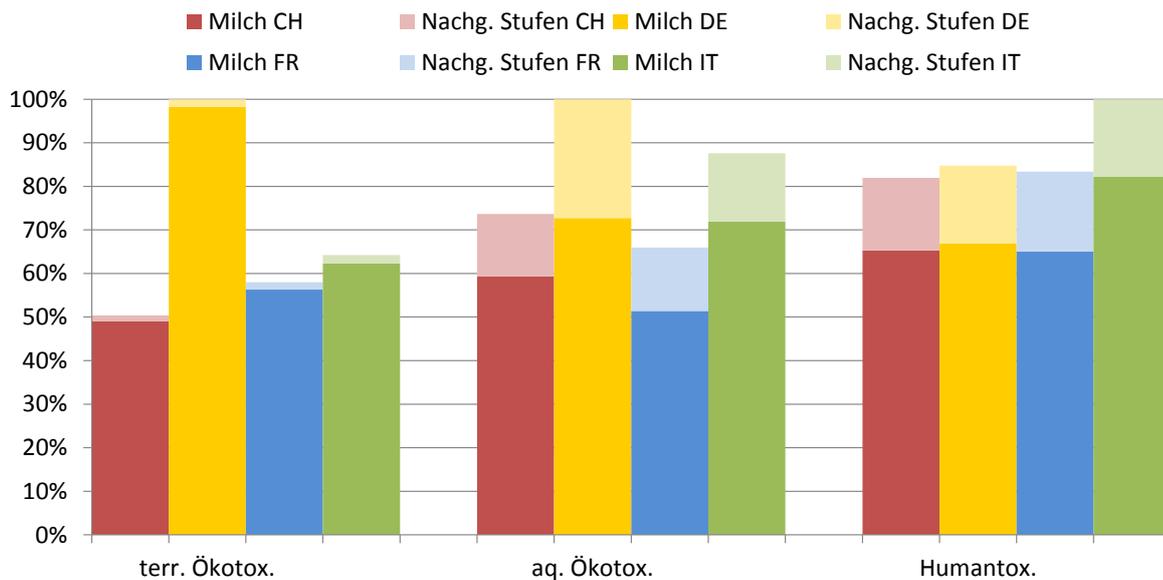


Abbildung 50: Übersicht über die schadstoffbezogenen Umweltwirkungen von Käse aus den vier untersuchten Ländern Schweiz, Deutschland, Frankreich und Italien an der Verkaufsstelle in der Schweiz

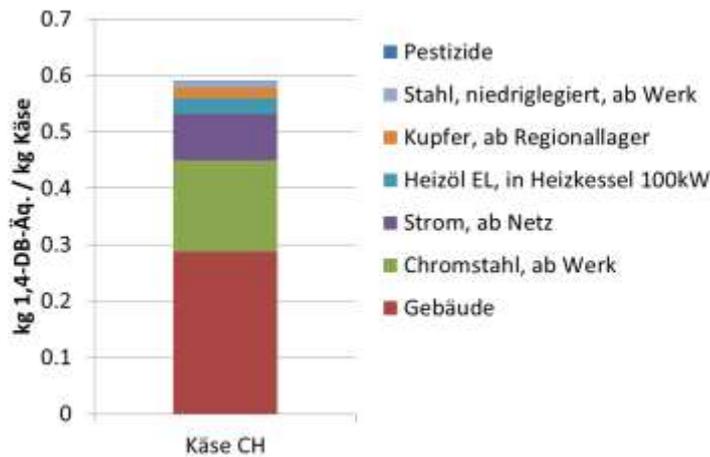


Abbildung 51: Humantoxizitätspotenzial der Stufe Käserei am Beispiel der Schweizer Käseproduktion

4.6.5 Fazit

Insgesamt schnitt die Schweizer Käseproduktion verglichen mit den vier ausländischen Systemen günstig ab. Insbesondere bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen wies die Schweizer Produktion für die meisten Umweltwirkungen tiefere Werte auf als die ausländischen Systeme. Ausnahme war der Flächenbedarf, wo das Schweizer System höher lag als das italienische System – wobei die ausländischen Systeme mehr Ackerland brauchten, das Schweizer System andererseits einen höheren Grünlandbedarf aufwies. Bei den methandominierten Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildungspotenzial waren keine Unterschiede zwischen den Systemen festzustellen.

Auch bei den nährstoff- und schadstoffbezogenen Umweltwirkungen wiesen die Systeme generell ähnliche Werte auf. Einzig beim aquatischen Eutrophierungspotenzial P lagen die ausländischen Systeme durchwegs höher, dazu wies Deutschland beim aquatischen Eutrophierungspotenzial N sowie bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität höhere Werte auf als die anderen Systeme.

4.7 Diskussion Milch- und Käseproduktion

Die Umweltwirkungen der Käseproduktion werden dominiert durch die Umweltwirkungen der Milchproduktion. Zwar trägt die Produktion des Käses an sich bei einigen Umweltwirkungen (v.a. Energiebedarf, aquatische Ökotoxizität, Humantoxizität und Treibhauspotenzial/Ozonbildung) merkbar zum Gesamtergebnis bei, für den Ausgang des Ländervergleichs spielen die Umweltwirkungen der Käseproduktion jedoch keine Rolle. Einschränkend muss gesagt werden, dass zur Modellierung der Käseproduktion in allen Ländern der gleiche Schweizer Modellbetrieb verwendet wurde, einzig der Strommix wurde dem jeweiligen Land angepasst. Durch den Einbezug genauerer Daten über die Käseproduktion in den einzelnen Ländern könnten sich die Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse in den ausländischen Systemen ändern. Eine Beeinflussung der Gesamtaussage des Ländervergleichs dadurch ist aber wenig wahrscheinlich – um die meist höheren Umweltwirkungen durch die Milchproduktion sowie die weiteren Transportdistanzen wettzumachen, müssten die ausländischen Käsereien wesentlich effizienter sein als ihre Schweizer Berufskollegen, was laut Expertenaussagen nicht anzunehmen ist.

Der Vergleich der Milchproduktion in den verschiedenen Ländern zeigt ein sehr interessantes Bild: Je höher die Milchleistung, desto höher der Energiebedarf pro Kilogramm Milch. Dies ist das gegenteilige Bild, als gemäss dem Vergleich der Schweizer Fütterungsvarianten hätte erwartet werden dürfen – dort weist die ackerbasierte Variante mit der höheren Milchleistung einen günstigeren Energiebedarf auf als die grünlandbasierten Varianten. Dies zeigt, dass bei einem Vergleich von verschiedenen Fütterungsstrategien nicht nur die direkt betroffenen Parameter wie Futteraufnahme und -art berücksichtigt werden sollten, sondern dass alle Produktionsparameter einbezogen werden müssen. Besonders wichtig sind die Auswirkungen der jeweiligen Fütterungsstrategie auf Gesundheitsparameter und Nutzungsdauer der

Milchkühe. Die ausländischen Systeme weisen durchwegs eine geringere Nutzungsdauer und eine höhere Remontierungsrate als das Schweizer System auf, was spürbar zum höheren Energiebedarf beiträgt. Am wichtigsten ist aber der im Vergleich zum Anstieg der Milchleistung überproportionale Anstieg des Aufwands für den Krafffutterzukauf in den ausländischen Systemen. Dies zeigt die Wichtigkeit des Krafffutteranteils in der Futtermischung für die Umweltwirkung der Milchproduktion. Während in der ackerbasierten Schweizer Variante der Anteil Grundfutter immer noch 82 % beträgt, liegt dieser in den ausländischen Systemen 10 bis 20 % tiefer. Der Vergleich des stark krafffutterbetonten, italienischen Systems mit der Schweizer ackerbasierten Variante zeigt, dass die Milchleistung im Schweizer System 5 % tiefer, die Krafffutteraufnahme aber nur halb so gross ist wie im italienischen System. Dies wird ausgeglichen durch eine um gut 40 % höhere Grundfutteraufnahme. Im Schweizer System wird also wesentlich mehr Energie aus dem Grundfutter bezogen, was den vergleichsweise geringen Einfluss des Krafffutterzukaufs und das gute Abschneiden des Schweizer ackerbasierten Systems erklärt.

Festzuhalten ist, dass es sich beim Vergleich der Schweizer Fütterungsvarianten um eine theoretische Modellierung handelt. Ob sich diese gute Leistung des Schweizer Systems auch in der Praxis zeigen würde, müsste untersucht werden. In einem realen System könnten sich auch Gesundheits- und Fruchtbarkeitsmerkmale ändern, was Auswirkungen auf Nutzungsdauer und Remontierungsrate haben würde. Dazu wurde in der Modellierung von der gleichen Krafffutterzusammensetzung ausgegangen, was in der Realität nicht unbedingt der Fall wäre. Insbesondere müsste bei einem höheren Krafffutteranteil in der Ration die geringere Eiweisslieferung aus dem Gras durch eine andere Krafffutterzusammensetzung ausgeglichen werden. Zudem ist anzumerken, dass der Krafffüttereinsatz auch bei der ackerbasierten Variante tiefer liegt als bei der deutschen, italienischen oder französischen Milchproduktion, was durch die hohe Qualität des Grundfutters in der Schweiz erklärt werden kann. Der Vergleich der Ökobilanzen einer stall- und einer weidebasierten Milchproduktion anhand eines dreijährigen Praxisversuchs (Sutter *et al.*, 2013) zeigt denn auch etwas andere Resultate als die Modellierung in dieser Studie. Zwar weist die weidebasierte Milchproduktion auch in der Studie von Sutter *et al.* (2013) höhere Methanemissionen und einen grösseren Flächenbedarf pro Kilogramm produzierter Milch auf, bezüglich Energiebedarf liegt sie aber im gleichen Bereich wie die stallbasierte Milchproduktion und schneidet bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen gleich oder besser ab, dies vor allem wegen höheren Ammoniakemissionen bei der Stallherde. Das zeigt, dass eine grünlandbasierte Milchproduktion in Schweizer Verhältnissen durchaus Vorteile bezüglich Umweltwirkung aufweisen kann, diesbezüglich aber noch weitere Untersuchungen nötig sind. Insbesondere bezüglich Methanausstoss in einem Vollweidesystem gibt es noch offene Fragen. Gemäss der hier verwendeten Methode des Intergovernmental Panel on Climate Change (Eggleston *et al.*, 2006) steigt der Methanausstoss proportional zur Bruttoenergieaufnahme der Milchkühe an. Neue Untersuchungen mit gemessenen Werten zeigen aber, dass die Methanproduktion in einem Vollweidesystem im Vergleich zu einer krafffutterbasierten Fütterung sowohl pro Kilogramm aufgenommener Trockensubstanz als auch pro Kilogramm produzierter Milch geringer ist (O'Neill *et al.*, 2011). Solch neue Erkenntnisse müssten in weiteren Untersuchungen erhärtet und eventuell in zukünftige Analysen miteinbezogen werden.

Insgesamt ist festzuhalten, dass das Schweizer System bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen im Ländervergleich sehr günstig abschneidet. Wichtigster Einflussfaktor ist der Krafffüttereinsatz pro Kilogramm produzierter Milch, welcher in der Schweiz nur halb so gross wie in den ausländischen Systemen. Der hohe Grundfutteranteil in der Ration und die gute Qualität des Schweizer Grundfutters tragen also wesentlich zum guten Input-/Output-Verhältnis des Schweizer Systems bei und sind als eine grosse Stärke zu werten. Dieses Ergebnis bestätigt die Erkenntnisse von Kränzlein *et al.* (2007), wo festgestellt wurde, dass Milch nur in wenigen europäischen Regionen energetisch vorteilhafter erzeugt werden kann als in der Schweiz. Als Hauptgrund wird auch in dieser Studie der im europäischen Vergleich geringe Krafffüttereinsatz in der Schweiz genannt.

Weniger klar ist das Bild bei den methandominierten Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung, wo in dieser Studie keine Unterschiede zwischen den untersuchten Milchproduktionssystemen festgestellt werden konnten. Hagemann *et al.* (2011) haben die Treibhausgasemissionen der Milchproduktion in 38 Ländern untersucht. Dabei stellten sie in grösseren

Betrieben geringere Emissionen pro Kilogramm Milch fest als in kleinen Betrieben. Der Schweizer Betrieb befindet sich im Mittelfeld aller untersuchten Betriebe. Die Treibhausgasemissionen wurden in der Studie zwar gemäss einem Ökobilanzansatz berechnet, allerdings wurde zur Bestimmung der verdauungsbedingten Methanemissionen nicht die hier verwendete IPCC-Methode benützt, sondern die Formel von Kirchgessner *et al.* (1997), womit die Resultate nicht direkt verglichen werden können. Die von Hagemann *et al.* (2011) ebenfalls durchgeführte Sensitivitätsanalyse mit der Verwendung von verschiedenen Formeln zur Bestimmung der verdauungsbedingten Methanemissionen zeigte dazu, dass diese stark von der verwendeten Berechnungsmethode abhängen. Auch die Resultate von Sutter *et al.* (2013) zeigen, dass diesbezüglich noch ein Forschungsbedarf besteht und keine abschliessenden Schlussfolgerungen gezogen werden können.

Weitere wesentliche Parameter für die Umweltwirkungen der Milchproduktion sind das Hofdüngermanagement und die Hofdüngerausbringung. Während sich ein hoher Anteil Hofdünger in der Gesamtdüngung günstig auf Energiebedarf sowie Ressourcenbedarf Phosphor und Kalium auswirken, haben die mit der Gülleausbringung verbundenen Ammoniakemissionen einen negativen Einfluss auf die nährstoffbezogenen Umweltwirkungen. Die Modellierung der einzelnen Milchproduktionssysteme zeigte sich diesbezüglich besonders schwierig, da für die einzelnen Länder nur wenige Angaben zur Hofdüngerausbringung auf Kulturebene zur Verfügung standen und Angaben über Ausbringungszeitpunkte gänzlich fehlten. Die Bewirtschaftung der eigenen Flächen zur Produktion des Grundfutters in den ausländischen Systemen ist also stark an die Schweizer Inventare angelehnt. Insgesamt lassen sich bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen denn auch keine Unterschiede zwischen den Systemen erkennen. Dies basiert aber wie gesagt nur auf einer sehr groben Abschätzung anhand modellierter Bewirtschaftungsweisen, genaue Aussagen über die Nährstoffemissionen der Milchproduktionssysteme in den einzelnen Ländern bedürften genauerer Untersuchungen mit detaillierten Angaben über die Bewirtschaftung der einzelnen Flächen. Ein Vergleich dieser Resultate mit anderen Studien gestaltet sich schwierig, da es zwar sehr viele Ökobilanzstudien über verschiedene Milchproduktionssysteme in einzelnen Ländern gibt, aber nur wenige Studien die Umweltwirkungen der Milchproduktion in verschiedenen Ländern mit einer einheitlichen Methodik bewerten und vergleichen. Die einzigen Studien, welche zu diesem Thema vorhanden sind, konzentrieren sich auf Energiebedarf und/oder Treibhausgasemissionen bzw. Carbon Footprint. Einzig Guerci *et al.* (2013) verglichen zwölf verschiedene Milchproduktionsbetriebe in Dänemark, Deutschland und Italien und analysierten deren Energiebedarf und Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial pro Kilogramm produzierter Milch. Wegen der geringen Anzahl untersuchter Betriebe lassen sich die Resultate nicht auf die regionale bzw. nationale Ebene hochskalieren. Die Studie zeigt aber einen weiteren, sehr wichtigen Aspekt auf: In Europa gibt es viele verschiedene Milchproduktionssysteme (Guerci *et al.*, 2013), welche sich auch innerhalb eines Landes wesentlich in ihrer Ausrichtung unterscheiden. Um die Milchproduktion eines Landes mit derjenigen eines anderen Landes zu vergleichen, müssten alle in einem Land vorhandenen Milchproduktionssysteme modelliert werden, um dann daraus den jeweiligen Landesdurchschnitt zu bilden. Dies war im Rahmen dieser Studie nicht möglich, die untersuchten ausländischen Milchproduktionssysteme beziehen sich jeweils auf ein landestypisches System und nicht auf die durchschnittliche Milchproduktion des betreffenden Landes. Dies muss bei der Interpretation der Resultate beachtet werden. Nichtsdestotrotz zeigt diese Studie auf, welche Parameter für die Umweltwirkung der Milchproduktion wichtig sind und gibt wichtige Hinweise auf bestehende Unterschiede zwischen den untersuchten Ländern.

5 Rindfleisch

5.1 Datengrundlage für die Rindermast in der Schweiz

5.1.1 Datengrundlage

Die Schweizer Rindermast wurde mittels Modellbetrieben aus dem Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) berechnet. Diese modellierten Betriebe beruhen auf Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA-BH) und bilden alle wichtigen Betriebstypen der Schweiz ab. Unterteilt nach Region und Landbauform, repräsentieren sie jeweils den durchschnittlichen Betrieb eines bestimmten Betriebstyps (Klassifizierung gemäss FAT99-Typologie S4; siehe Meier, 2000). Somit basieren die Modellbetriebe auf einer grösseren Anzahl von Praxisbetrieben (bezeichnet als „Anzahl vertretene Betriebe“). Datengrundlage für die Modellbetriebe sind die Jahre 2003-2005, ergänzende Angaben stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog 2006 (DBK; Agridea, 2006).

In einem ersten Schritt wurden die für die Rindfleischproduktion relevanten Modellbetriebe ausgewählt. Diese Auswahl erfolgte nach folgenden Kriterien:

- a. Betriebstypologie FAT99 (S4)
- b. Tierbestand
- c. Beitrag zur Gesamtproduktion pro Produktionssystem

Von allen in Frage kommenden Modellbetrieben wurden nur diejenigen für die Analysen berücksichtigt, welche gemäss der FAT-Typologie S4 zwingend Tiere in der Kategorie Rindvieh haben müssen. Dabei wurde ein Mindestbestand von zehn Masttieren vorausgesetzt. Betriebe, welche diese beiden Kriterien nicht erfüllten, wurden ausgeschlossen. Zusätzlich zu den zwei ersten Kriterien wurden Betriebe mit mehrheitlicher Kälbermast ausgeschlossen. Berücksichtigt wurde zudem nur die Standard-Produktion, in der Schweiz also ÖLN-Betriebe. Biobetriebe wurden von der Analyse ausgeschlossen.

Von den Modellbetrieben, welche die obigen Kriterien erfüllten, wurden diejenigen für die Analysen ausgewählt, welche einen grossen Beitrag zur Gesamtproduktion des betrachteten Produktionssystems leisten. Dazu wurde zuerst die Produktion pro Betriebstyp berechnet (Ertrag pro Modellbetrieb x Anzahl vertretene Betriebe). Die Summe der Produktion pro Betriebstyp aller Modellbetriebe des entsprechenden Systems repräsentiert den Gesamtoutput des Produktionssystems. Für die vorliegende Analyse ausgewählt wurden diejenigen Modellbetriebe, welche über fünf Prozent (Produktion pro Betriebstyp) zum Gesamtoutput pro System beitrugen. Anhand des beschriebenen Auswahlverfahrens wurden insgesamt acht Modellbetriebe für die Rindermastsysteme analysiert, drei Grossviehmastbetriebe und fünf Mutterkuhbetriebe. Die genaue Auswahl ist in Tabelle 47 ersichtlich.

Tabelle 47: Ausgewählte Modellbetriebe zur Analyse der Rindermastssysteme. Die Nummerierung der Modellbetriebe folgt der FAT99-Typologie S4 (Meier, 2000).

LG: Lebendgewicht; SG: Schlachtgewicht.

Modellbetrieb	durchschnittlicher Bestand Grossvieh resp. Mutterkühe [Stück]	Output pro Betrieb [kg LG pro Jahr]	Anzahl vertretene Betriebe	Output pro Betriebstyp [kg LG pro Jahr]	Anteil am Gesamtoutput der ausgewählten Modellbetriebe
<i>Grossviehmast ÖLN</i>					
2311 Anderes Rindvieh Tal ÖLN	12	7'861	189	1'485'691	6 %
5611 Kombiniert Andere/Rindvieh Tal ÖLN	51	26'949	754	20'319'621	81 %
5612 Kombiniert Andere/Rindvieh Hügel ÖLN	19	15'803	212	3'350'300	13 %
<i>Mutterkuh ÖLN</i>					
2211 Mutterkühe Tal ÖLN	19	9'308	307	2'857'556	17 %
2212 Mutterkühe Hügel ÖLN	17	8'983	525	4'715'813	28 %
2213 Mutterkühe Berg ÖLN	20	9'484	410	3'888'522	23 %
5211 Kombiniert Mutterkühe Tal ÖLN	18	8'799	459	4'038'787	24 %
5212 Kombiniert Mutterkühe Hügel ÖLN	18	8'715	137	1'193'982	7 %
Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg LG pro Jahr]					41'850'272
Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg SG pro Jahr] (Schlachtausbeute = 53 %; AGRIDEA, 2006)					22'180'644
Produktion alle Rindfleisch-Modellbetriebe total [kg SG pro Jahr]					43'152'848
Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Produktion Rindfleisch-Modellbetriebe					51 %
Rindfleischproduktion CH total [kg SG pro Jahr] (Durchschnitt 2003-2005; BLW, 2004, 2005, 2006)					101'040'333
Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Gesamtproduktion CH					22 %

5.1.2 Beschreibung des Produktionssystems

Die wichtigsten Produktionsparameter der untersuchten Systeme sind in Tabelle 48 ersichtlich. Das vorherrschende Stallsystem ist bei beiden Systemen Laufstall. Beim Mutterkuhsystem gibt es nur Laufstall (Mutterkuh Schweiz, 2010), bei Grossviehmast beträgt der Anteil Laufstall 93 % (Reidy & Menzi, 2006). Das vorherrschende Hofdüngersystem ist Gülle/Mist kombiniert (Reidy & Menzi, 2006).

Beim Mutterkuhsystem wurde angenommen, dass die Tiere während des Sommerhalbjahrs tagsüber auf der Weide sind (12 h/Tag) und im Winterhalbjahr fünf Stunden pro Tag im Laufhof verbringen (pers. Mitteilung R. Schneider, Mutterkuh Schweiz, August 2011). Bei Grossviehmast ÖLN bietet die Mehrheit der Betriebe (82 %) ihren Tieren freien Zugang zu einem Laufhof. Weidegang erhält nur eine Minderheit, nämlich 27 % der Tiere. Dabei wurden 27 Weidetage je drei Stunden angenommen.

Tabelle 48: Wichtigste Produktionsparameter der untersuchten Rindviehmastsysteme. LG: Lebendgewicht.

	GVM ÖLN	MK ÖLN
Anzahl Mastplätze	49	18
Stall	93 % Laufstall	100 % Laufstall
Hofdüngersystem	58 % Gülle/Mist 21 % Vollgülle 22 % Vollmist	67 % Gülle/Mist 20 % Vollgülle 13 % Vollmist
Auslauf	82 % Laufhof frei zugänglich 27 % Weide mit 27 Weidetagen à 3 h	6 Monate Laufhof à 5 h/Tag 6 Monate Weide à 12 h/Tag
Einstallalter	4 Wochen	-
Tageszunahme [g/Tag]	1'077	1'187
Schlachalter [Monate]	15	10
Endgewicht [kg LG]	525	402

Für das Grossviehmastsystem entspricht die Definition der Tageszunahmen, des Schlachalters und des Endgewichts dem im Deckungsbeitragskatalog (DBK; Agridea, 2006) definierten Verfahren für Grossviehmast Muni halbtensiv (Grossviehmast ÖLN). Für das Mutterkuhsystem stützten wir uns auf Angaben von Mutterkuh Schweiz (pers. Mitteilung D. Flückiger, April 2013) ab.

Der Grundfutterbedarf wurde für den Gesamtbetrieb aus der Suisse-Bilanz (LBL/SRVA, 2002) übernommen und anhand der DBK-Bedarfsdaten auf die Tierkategorien aufgeteilt. Dabei wurde zusätzlich nach Grundfutterarten differenziert. Der Anteil Weidegras ergab sich aus der Aufenthaltsdauer auf der Weide, der Anteil an Maissilage aus den Anbauflächen. Die Differenzierung des restlichen Grundfutterbedarfs (Frischgras, Bodenheu, Belüftungsheu, Grassilage) erfolgte unter Berücksichtigung unterschiedlicher regionaler Vegetationsdauern (Anteil Frischgras) und Konservierungsarten (Tal: mehr Silage, Berg: mehr Heu). Falls der Grundfutterbedarf nicht vollständig durch betriebseigenes Futter gedeckt werden konnte, wurde der entsprechende Fehlbetrag durch den Zukauf von Belüftungsheu ausgeglichen. Die genaue Zusammensetzung des Grundfutterbedarfes und der totale Grundfutterverzehr der einzelnen Systeme ist in Tabelle 49 ersichtlich. Der gesamte Grundfutterverzehr bezieht sich auf eine Masteinheit, dies ist in der Grossviehmast ein Mastrind und in der Mutterkuhhaltung ein Mastrind und die dazugehörige Mutterkuh inklusive Remontierung.

Tabelle 49: Zusammensetzung des Grundfutters (Anteile an der Gesamtration in kg TS) und Grundfutterverzehr.

	GVM ÖLN	MK ÖLN
Weidegras	-	26 %
Frischgras	-	21 %
Bodenheu	10 %	20 %
Dürrfutter belüftet	17 %	12 %
Grassilage	24 %	11 %
Maissilage	49 %	9 %
Gesamter Grundfutterverzehr [dt TS/Masteinheit]	17.5	62

Der Krafftutterzukauf wurde anhand der Angaben von Agridea (2006) bzw. Mutterkuh Schweiz (pers. Mitteilung D. Flückiger, März 2013) und den ausgewiesenen Kosten in der ZA-BH abgeschätzt und beträgt 895 kg/Tier für die Grossviehmast ÖLN und 70 kg/Masteinheit für das Mutterkuhsystem. Zu beachten ist, dass im DBK allgemein ein geringerer Krafftutterzukauf angegeben ist als die Auswertungen der ZA-BH für den Betriebszweig Rindermast ergaben. Da die ZA-Daten von realen Betrieben stammen, wurde für das Grossviehmastsystem der tatsächliche Krafftutterzukauf durch eine Kalibrierung der Zahlen aus dem DBK auf die Krafftutterkosten nach ZA-BH ermittelt.

Als Krafftutter wird in der Grossviehmast eine Futtermischung als Ergänzung zu Silage eingesetzt, in der Mutterkuhhaltung eine Getreidemischung (Tabelle 50). Zusätzlich wird in der Grossviehmast ÖLN 20 kg Milchpulver pro Tier eingesetzt. Der Sojaextraktionsschrot für die Futtermischung Grossviehmast stammt aus Brasilien. Dabei wurde von 60 % zertifiziertem Sojaschrot ausgegangen (Sojanetzwerk Schweiz, 2011).

Tabelle 50: Eingesetzte Krafftuttermischungen (Anteile an der Krafftuttermischung in kg TS) in den Rindviehmastsystemen.

Komponenten	Futtermischung Grossviehmast	Futtermischung Mutterkuh
Sojaextraktionsschrot	31 %	-
Gerste	-	33 %
Mais	16 %	30 %
Weizen	16 %	20 %
Triticale	10 %	10 %
Rapskuchen	10 %	-
Maiskleber	7 %	-
Kohlensaurer Kalk	6 %	-
Zuckerrübenmelasse	3 %	3 %
Pflanzliche Fette oder Öle	1 %	1 %

Der durchschnittliche Energiegehalt (Netto-Energie Wachstum (NEV) je kg TS) der Gesamtration beträgt für Grossviehmast ÖLN 6.3 MJ NEV, der Gesamtfutterverzehr pro Tier 5.7 kg TS/Tag. Bei der Mutterkuhhaltung beträgt der durchschnittliche Energiegehalt (Netto-Energie Laktation (NEL) je kg TS) der Gesamtration 5.4 MJ NEL bei einem Futterverzehr von 17.2 kg TS/Tag und Masteinheit (Mastrind plus dazugehörige Mutterkuh inklusive Remontierung).

Der Strohbedarf hängt vom Tierhaltungssystem ab und liegt bei der Grossviehmast ÖLN bei 998 kg/Tier und beim Mutterkuhsystem bei 333 kg/Masteinheit. Der Bedarf wird so weit als möglich betriebsintern gedeckt, der Fehlbetrag wird zugekauft.

Im Grossviehmastsystem werden ausschliesslich Tränkekälber (Absetzer) zugekauft, welche aus Milchviehbetrieben stammen. Die Inventare dafür wurden anhand der Modellbetriebe Verkehrsmilch Hügel IP erstellt. Die durch die Milchkühe verursachten Umweltwirkungen werden gemäss ökonomischen Kriterien auf die Milchproduktion und die produzierten Kälber aufgeteilt. Die Grundlagendaten dazu stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog (Agridea, 2006). Gemäss dem erzielten Erlös aus dem Verkauf der Milch bzw. der Kälber wurden 8 % der Umweltwirkungen der Milchkühe dem Kalb angelastet.

Im Mutterkuhsystem werden einerseits abgehende Mutterkühe ersetzt und andererseits Stiere und Tränkekälber zugekauft. Es wurde davon ausgegangen, dass der Zukauf von anderen Mutterkuhbetrieben erfolgt. Die Inventare für die Zukäufe wurden demzufolge anhand der Modellbetriebe Mutterkuh Hügel IP erstellt. Die gesamten Umweltwirkungen der Mutterkühe werden dem Mastsystem angelastet.

Für die Berechnung der Tieremissionen sind vor allem die Haltungsform und die N-Ausscheidungen relevant. Tabelle 51 zeigt die Annahmen, welche den Berechnungen der Tieremissionen zu Grunde liegen.

Tabelle 51: Annahmen zur Berechnung der Tieremissionen von Stall, Laufhof und Weide.

	GVM ÖLN	MK ÖLN
Prozent Tiere auf Weide	27 %	100 %
Anzahl Weidetage	27	183
Anzahl Weidestunden/Tag	3	12
Prozent mit Laufhof	82 %	100 %
Anzahl Laufhoftage	360	182
N-Ausscheidung total [kg N _{tot} /Jahr]	33	114
N-Ausscheidung total [kg N _{iös} /Jahr]	19.8	68.4
Anfall Ausscheidungen im Laufhof	20 %	20 %
Emissionen im Laufhof [kg NH ₃ /Jahr]	2.72	5.80

5.1.3 Rindfleisch Schweiz

Für das Schweizer Rindfleisch wurde ein Durchschnitt aus den beiden Systemen Grossviehmast und Mutterkuhhaltung gebildet. Dabei wurden 15 % des Fleisches aus Mutterkuhhaltung und 85 % des Fleisches aus Grossviehmast bezogen. Dieser Durchschnitt wurde gemäss den Anteilen der beiden Systeme an der gesamten Fleischproduktion erstellt (pers. Mitteilung K. Gafner, Proviande, August 2013).

5.2 Datengrundlage für die Rindermast im Ausland

5.2.1 Deutschland

Beim modellierten System handelt es sich um einen spezialisierten Stiermäster, der zugekaufte Stierkälber (Starterkälber) von 80 kg Lebendgewicht bis zur Schlachtung mit 700 kg Lebendgewicht mäset. Diese Form der Rindermast ist vor allem in den Veredelungsgebieten Nordwestdeutschlands sowie in Bayern und Baden-Württemberg verbreitet und stellt das häufigste Produktionssystem in der spezialisierten Rindermast in Deutschland dar (Deblitz *et al.*, 2008). Die wichtigsten Produktionskennzahlen sind in Tabelle 52 zusammengefasst.

Tabelle 52: Produktionskennzahlen Modellbetrieb Rindermast Deutschland. LG: Lebendgewicht.

Mastplätze	140	Zunahme [kg]	620
Einstallgewicht [kg LG]	80	tägliche Zunahmen [g/d]	1'200
Alter [Wochen]	10	Mastdauer [d] / [Wochen]	517 / 74
Mastendgewicht [kg LG]	700	Verluste in der Mast	2 %
Alter [Wochen]	84	Rasse	Fleckvieh
Gesamtproduktion [kg LG/Jahr]	68'865		

Quellen: KTBL (2006); Brade & Flachowsky (2007); Hirschfeld *et al.* (2008); Deblitz *et al.* (2008); Arbeitsgruppe Auswertung BZA Bullenmast (2011)

Für die Kalkulationen wurde davon ausgegangen, dass die Tierproduktion weitgehend unabhängig von der Fläche erfolgt. Der Betrieb verfügt lediglich über die Fläche, die dem Betriebszweig Rindermast bei einem entsprechenden Schweizer Referenzbetrieb (5611) zugeordnet ist. Dies sind rund 5.7 ha LN, wovon knapp die Hälfte Grünland und der Rest Ackerland sind. Das notwendige Futter wird zugekauft, der anfallende Wirtschaftsdünger exportiert. Die Tiere werden ganzjährig im Stall gehalten, es gibt weder Zugang zu Weide noch zu einem Laufhof o. ä.

Die Fütterung basiert auf Maissilage und einer Krafftuttermischung. Die Zusammensetzung der Ration (Durchschnitt über die gesamte Mastdauer) findet sich in Tabelle 53. Als Grundfutter kommt Maissilage zum Einsatz sowie ergänzend Stroh und Heu. Das Krafftutter besteht aus einer Getreide- und Soja/Rapsschrotmischung. Zusätzlich wird in der Tränkephase zu Beginn der Mast Milchaustauscher verfüttert.

Tabelle 53: Futtermittelaufwand für die Rindermast Deutschland.			
Futtermittel		Anteil an der Gesamtration in kg TS	Futtermittelaufwand [kg TS je Tier]
Grund- futter	Maissilage (38 % TS)	67 %	2'678
	Heu	1 %	58
	Stroh	3 %	109
	Milchaustauscher	1 %	24
Krafftutter	Gerste	5 %	1'135
	Körnermais	5 %	
	Weizen	4 %	
	Sojaschrot	6 %	
	Rapsschrot	7 %	
	Trockenschnitzel	0.4 %	
	Mineralfutter	1 %	
	Rapsöl	0.03 %	

Quelle: nach LfL (2011)

Für die Stiermast werden ausschliesslich Starterkälber aus Milchviehbetrieben zugekauft. Diese werden über Vermarktungsstellen in Süddeutschland gekauft und mit einem Lebendgewicht von 80 kg auf den Mastbetrieb geliefert. Es wurde angenommen, dass es sich zu 100 % um Kälber der Rasse Fleckvieh handelt (vgl. Arbeitsgruppe Auswertung BZA Bullenmast, 2011) Für die Transportdistanzen der Tiere lagen die Annahmen bei 80 km für den Transport vom Milchviehbetrieb zur Vermarktungsstelle und 500 km für den Transport zum Mastbetrieb (eigene Annahme).

Der Bedarf an Stallgebäuden und weiteren Ressourcen für den Mastbetrieb ist in Tabelle 54 dargestellt. Für die Inventare der baulichen Einrichtungen wurden die Schweizer Daten übernommen. Die Lager für Gülle und Futter wurden an den Anfall bzw. den Bedarf der jeweiligen Produkte angepasst. Der Bedarf an Energieträgern und Wasser ist aus der Literatur (KTBL, 2006; Gräfe & Eglinski, 2011) übernommen.

Tabelle 54: Stallgebäude und weiterer Ressourceneinsatz Rindermast Deutschland.		
Input	Beschreibung	Bedarf des Betriebs
Stall	Mastrinderlaufstall, Holz-Metallkonstruktion, Beton-Vollspaltenboden	140 Mastplätze
Güllelager	Beton, ohne Abdeckung	800 m ³
Futterlager	Krafftuttersilo, Metall und Kunststoff	161 m ³
	Flachsilo	450 m ³
	Dürrfutterlager	300 m ³
	<i>Bedarf pro Mastplatz und Jahr</i>	<i>Bedarf Gesamtbetrieb</i>
Elektrizität	10 kWh/je Tier und Jahr	1'400 kWh/a
Wasser	14 m ³ /je Tier und Jahr	1'960 m ³ /a

Quellen: nach KTBL (2006) und Gräfe & Eglinski (2011)

5.2.2 Frankreich

Die Angaben zur Rindfleischproduktion Frankreich stammen aus dem Projekt AGRIBALYSE (Koch & Salou, 2013) und spiegeln das am weitesten verbreitete aller im Projekt untersuchten Systeme wider. Dieses stellt eine halbintensive Rindermast auf spezialisierten Zucht- und Mastbetrieben in der Region Pays de la Loire dar. Mutterkuhhaltung ist in Frankreich weit verbreitet, insgesamt liefern die französischen Mutterkuhherden zwei Drittel des in Frankreich konsumierten Rindfleischs (Veysset, 2013). 23,7 % stammt dabei von Jungstieren aus Mutterkuhhaltung. Das hier beschriebene System mit Charolais-Bullen trägt am meisten zu dieser Produktion bei. Insgesamt repräsentiert dieses System 11,8 % der französischen Rindfleischproduktion. Die Daten beziehen sich auf die Jahre 2005 bis 2009. Tabelle 55 zeigt eine Übersicht über die wichtigsten Produktionsparameter.

Parameter	Wert	Parameter	Wert
Mastplätze	33	Zunahme [kg]	410
Einstallgewicht [kg LG]	310	tägliche Zunahmen [g/Tag]	1'500
Alter [Monate]	8	Mastdauer [Wochen]	39
Mastendgewicht [kg LG]	720	Verluste in der Mast	3 %
Alter [Monate]	16.5	Rasse	Charolais

Die Masttiere stammen aus Mutterkuhhaltung und kommen nach dem Absetzen mit acht Monaten auf den spezialisierten Mastbetrieb. Die Ausmastphase auf dem Mastbetrieb dauert rund 39 Wochen, anschliessend werden die Tiere mit einem Endgewicht von 720 kg im Alter von 16 bis 17 Monaten geschlachtet. Während der Mastperiode bleiben die Tiere ganzjährig im Stall, es gibt keinen Weidegang. Gehalten werden sie in einem mit Stroh eingestreuten Freilaufstall (Holzkonstruktion). Als Hofdünger fällt somit nur Mist an. Die Fütterung basiert auf Maissilage und Weizen mit Sojakuchen zur Proteinzufuhr. Die genaue Zusammensetzung der Ration ist in Tabelle 56 ersichtlich.

Futtermittel		Anteil an der Gesamtration in kg TS	Futtermittelaufwand [kg TS je Tier]
Grund- futter	Maissilage	92 %	1'394
	Heu	8 %	
Kraffutter	Weizen	62 %	1'139
	Sojakuchen	34 %	
	Mineral-/ Vitaminergänzung	4 %	

Bezüglich Bewirtschaftung der eigenen Flächen wurde angenommen, dass das Grundfutter selbst produziert, das Kraffutter zugekauft wird. Für den Kraffutterzukauf wurden für Weizen und Gerste spezifische Datensätze aus Frankreich verwendet, Soja wurde aus Brasilien bezogen. Die restlichen Zutaten (v.a. Körnermais, Rapskuchen, Sonnenblumenkuchen) wurden mit deutschen Inventaren angenähert. Der Grundfütteranbau (Silomais, Grassilage, Heu) wurde mangels spezifischer Angaben für Mutterkuhbetriebe gemäss den Angaben zum „Cas type 2b: Lait spécialisé silo fermé“ der collection références des réseaux d'élevage pour le conseil et la prospective (Institut de l'Élevage, 2009) modelliert. Der angefallene Mist wurde so weit als möglich auf den eigenen Flächen ausgebracht, in der Ausmastphase wird ein kleiner Überschuss (5 % des Anfalls) in andere Betriebszweige exportiert. Die Ausbringungszeitpunkte und -mengen pro Gabe des Hofdüngers auf dem Grünland wurden analog dem Schweizer System modelliert.

5.2.3 Brasilien

Die Rinderproduktion in Brasilien unterscheidet sich erheblich von der Produktionsweise in den zuvor vorgestellten europäischen Systemen. Der untersuchte Modellbetrieb liegt in der brasilianischen Region Central-Oeste (Mittelwesten, bestehend aus den Bundesstaaten Mato Grosso, Mato Grosso do Sul und Goiás). In dieser Region findet ein grosser Teil der brasilianischen Rinderproduktion statt (Williams *et al.*, 2008, Ferraz & de Felício, 2010). Die vorherrschende Vegetation ist dem Cerrado-Biom zuzuordnen, einer savannenartigen Landschaft, die in der jüngeren Vergangenheit einer starken landwirtschaftlichen Intensivierung unterzogen war (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Williams *et al.*, 2008).

Die Rinder werden in Mutterkuhherden auf weitläufigen, wenig- bis mittelproduktiven Flächen mit äusserst geringem Einsatz an Inputs gehalten (Williams *et al.*, 2008; Ferraz & de Felício, 2010; Cederberg *et al.*, 2009). Die Tiere grasen sowohl in der Trockenperiode als auch in der Regenzeit, die Zuwächse sind jedoch stark verschieden und abhängig vom saisonalen Futterwachstum. 55 % der Flächen sind Ansaatwiesen, die regelmässig alle zwölf Jahre neu angelegt werden, der Rest sind native Wiesen (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Cederberg *et al.*, 2009). Dadurch wird eine für brasilianische Verhältnisse gute Futtergrundlage erreicht, die Besatzdichte liegt bei 1,1 Tieren je Hektare. Weitere wichtige Kennzahlen für die Rinderproduktion in Brasilien finden sich in Tabelle 57.

Tabelle 57: Kennzahlen für die Rinderproduktion in Brasilien. LG: Lebendgewicht.			
Tierhaltung	Tierbestand [Stück]	Verkaufte Tiere [Stück/a]	Produziertes LG [kg/a]
Mutterkühe (450 kg LG)	400	92	41'400
Zuchtstiere (650 kg LG)	20	3	1'950
Kälber (80 kg LG)	300		
Absetzer (230 kg LG)	288		
Kalbinnen zur Nachzucht (350 kg LG)	141	49	17'150
Maststiere (12 Monate, 360 kg LG)	141	141	69'090
Maststiere (24 Monate, 470 kg LG)	141		
Gesamt	1'431	285	129'590
Rasse	Nelore/Zebu(-Kreuzungen)		
Zwischenkalbezeit [Monate]	16	Verluste (bis Absetzen / in der Mast)	4 % / 2 %
Flächennutzung			
Fläche gesamt [ha]	1'332		
davon Ansaatweide [ha]	733	Neuanlage pro Jahr [ha]	61.1
davon native Weide [ha]	599		
Quellen: Williams <i>et al.</i> (2008), Cederberg <i>et al.</i> (2009), Ferraz & de Felício (2010); Euclides Filho (2000)			

Die Fütterung ist vollständig weidebasiert, lediglich eine Mineralstoffmischung wird zugefüttert (vgl. Williams *et al.*, 2008, und Cederberg *et al.*, 2009). Die Zufütterung von konserviertem Futter oder anderen Futtermitteln wird zwar als Möglichkeit zur Verbesserung der Produktivität der brasilianischen Rinderproduktion empfohlen, jedoch findet dies aus Kostengründen häufig nicht statt (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Ferraz & de Felício, 2010). Die Rinderproduktion im Feedlot-System spielt bislang ebenfalls nur eine sehr untergeordnete Rolle (Williams *et al.*, 2008; Cederberg *et al.*, 2009; Ferraz & de Felício, 2010). Bei einer solchen Produktionsform sollten sich die Umweltwirkungen vom hier modellierten Weidesystem unterscheiden.

5.3 Daten für Transporte und Verarbeitung

Die Daten und Annahmen zur Verarbeitung von Rindfleisch aus der Schweiz, Deutschland und Brasilien wurden unverändert aus Alig *et al.* (2012) übernommen. Das Herkunftsland Frankreich war dort nicht integriert, sodass die Verarbeitung von Rindfleisch dafür neu modelliert werden musste. Dabei wurden für den Schlachthof dieselben Daten wie für die anderen Länder verwendet. Der Strommix wurde durch den französischen Strommix ersetzt. Die Transportentfernungen wurden aufgrund der Hauptherkunftsregionen von Rindfleisch in Frankreich geschätzt (Bretagne, Pays de la Loire, Zentralmassiv und Ausläufer, Bourgogne; Izquierdo-Lopez 2012) und sind in Tabelle 58 dargestellt.

Tabelle 58: Transportmittel und Transportentfernungen für Rindfleisch aus Frankreich		
Transportweg	Transportmittel ¹⁾	Entfernung (km)
Hof – Schlachthof/Verarbeitung Frankreich	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa	400 ¹⁾
Schlachthof/Verarbeitung Frankreich – Verarbeitung Schweiz	LKW >16 t, Flottendurchschnitt Europa, gekühlt	700 ²⁾
Verarbeitung – Verteilzentrale	LKW 20-28 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	100 ³⁾
Verteilzentrale – Verkaufsstelle	LKW 3.5-20 t, Flottendurchschnitt Schweiz, gekühlt	25 ³⁾

Quellen: ¹⁾Annahme: wie in Deutschland (Alig *et al.*, 2012); ²⁾Eigene Schätzung (Google Maps), basierend auf Hauptproduktionsgebieten nach Izquierdo-Lopez (2012); ³⁾Alig *et al.* (2012), wie für Schweizer Rindfleisch

5.4 Umweltwirkungen der Rindermast

5.4.1 Übersicht

Tabelle 59 zeigt eine Übersicht über die Umweltwirkung der untersuchten Rindfleischproduktionssysteme. Die Resultate beziehen sich auf ein Kilogramm Lebendgewicht ab Hoftor. Insgesamt schnitt kein System klar besser ab. Die grössten Unterschiede zu den übrigen Systemen zeigte das brasilianische Rindfleischproduktionssystem. Dieses lag bezüglich Abholzung, Flächenbedarf, Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial, Wasserbedarf sowie aquatischem Eutrophierungspotenzial klar höher als die anderen Systeme, bei den übrigen Umweltwirkungen lag es meistens klar tiefer.

Die Ergebnisse des französischen Systems lagen in vielen Kategorien höher als diejenigen des deutschen und des Schweizer Systems. Dies liegt daran, dass das französische System ein reines Mutterkuhsystem ist, während für Deutschland ein Grossviehmastsystem untersucht wurde und auch das Schweizer System durch die Grossviehmast dominiert wird (siehe Kapitel 5.1.3). In einem Mutterkuhsystem werden die gesamten Umweltwirkungen der Mutterkuh der Fleischproduktion angerechnet, während im Grossviehmastsystem die Kälber von Milchkühen stammen, deren Umweltwirkung grösstenteils der Milchproduktion zugerechnet werden. Dieser Unterschied zeigte sich beim Vergleich des französischen Systems mit den übrigen europäischen Systemen deutlich.

Das deutsche System war am ähnlichsten zum Schweizer System. Da es ein reines Grossviehmastsystem mit einer etwas intensiveren Fütterung als im Schweizer System ist, schnitt es bezüglich Flächenbedarf, Energiebedarf und Treibhauspotenzial günstiger ab als das Schweizer System. Auch im Bereich Nährstoffmanagement sowie beim aquatischen Ökotoxizitätspotenzial und der Humantoxizität wies das deutsche System günstigere Werte auf als die Schweizer Rindfleischproduktion. Höher lag es hingegen beim Ressourcenbedarf K, bei der Abholzung, beim Wasserbedarf (WSI) sowie beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial. Bei den übrigen Umweltwirkungen waren keine Unterschiede zwischen den beiden Systemen erkennbar.

Tabelle 59: Übersicht über die Umweltwirkungen von einem Kilogramm Rindfleisch (Lebendgewicht) ab Hof der untersuchten Rindfleischproduktionssysteme

Umweltwirkungen		Einheit	GVM CH	MK CH	RF CH	typRF DE	typRF FR	typRF BR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	3.35 E+01	4.21 E+01	3.48 E+01	2.42E +01	4.23E +01	5.20E +00
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ - Äq.	8.45 E+00	1.41 E+01	9.29 E+00	7.84E +00	1.27E +01	2.19E +01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm* h	8.89 E+01	1.51 E+02	9.81 E+01	8.98E +01	1.36E +02	2.36E +02
	Ozonbildungspotenzial (Human)	Person* ppm*h	6.85 E-03	1.17 E-02	7.58 E-03	7.01E- 03	1.05E- 02	1.86E- 02
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	3.22 E-02	9.59 E-03	2.88 E-02	3.36E- 02	2.73E- 02	4.52E- 03
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	1.21 E-02	1.52 E-02	1.25 E-02	1.22E- 02	2.07E- 02	7.72E- 03
	Flächenbedarf	m ² a	1.18 E+01	2.48 E+01	1.37 E+01	6.18E +00	1.76E +01	1.03E +02
	Abholzung	m ²	2.17 E-02	4.30 E-04	1.85 E-02	4.02E- 02	5.61E- 02	3.09E- 01
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	6.12 E-02	1.15 E-01	6.92 E-02	6.27E- 02	1.48E- 01	1.87E- 01
Wasserbedarf (WSI)	m ³	5.65 E-03	1.06 E-02	6.39 E-03	7.52E- 03	2.68E- 02	1.23E- 02	
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	6.56 E+00	1.16 E+01	7.31 E+00	4.33E +00	7.15E +00	3.92E +00
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	3.40 E-02	5.25 E-02	3.68 E-02	2.35E- 02	5.33E- 02	1.33E- 01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	1.45 E-03	2.21 E-03	1.56 E-03	9.38E- 04	2.06E- 03	8.29E- 03
	Versauerungspotenzial	m ²	1.63 E+00	2.79 E+00	1.80 E+00	1.08E +00	1.79E +00	9.74E- 01
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4- DB-Äq.	6.09 E-03	5.26 E-03	5.96 E-03	8.88E- 03	9.35E- 03	2.93E- 04
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	kg 1,4- DB-Äq.	6.88 E-01	8.46 E-01	7.11 E-01	5.18E- 01	8.08E- 01	9.56E- 02
	Humantoxizitätspotenzial	kg 1,4- DB-Äq.	1.74 E+00	2.33 E+00	1.83 E+00	1.18E +00	2.10E +00	2.04E +00

5.4.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Beim Energiebedarf wiesen das brasilianische und das deutsche System niedrigere Werte auf als das Schweizer System, das französische höhere (Abbildung 52). Dieses lag in einem ähnlichen Bereich wie das Schweizer Mutterkuhsystem – der Unterschied zwischen den Ländern lag also zu einem grossen Teil an den unterschiedlichen Systemen, welche betrachtet wurden, bzw. an der systembedingt unterschiedlichen Allokation des Muttertieres. Das brasilianische System ist zwar auch eine Art Mutterkuhsystem, setzte aber praktisch keine externen Inputs ein, was zu einem sehr niedrigen Energiebedarf führte. Der hohe Beitrag des Tierzukaufs im französischen System rührte daher, dass die Masttiere erst mit acht Monaten zugekauft werden und somit nur rund die Hälfte ihres Lebens auf dem

Ausmastbetrieb verbringen. Der Tierzukauf repräsentiert also die ersten acht Lebensmonate des Masttiers inklusive der Aufwendungen für die Mutterkuh. Diese Phase machte im Gesamtenergiebedarf mehr aus als die anschließende, intensive Mastphase.

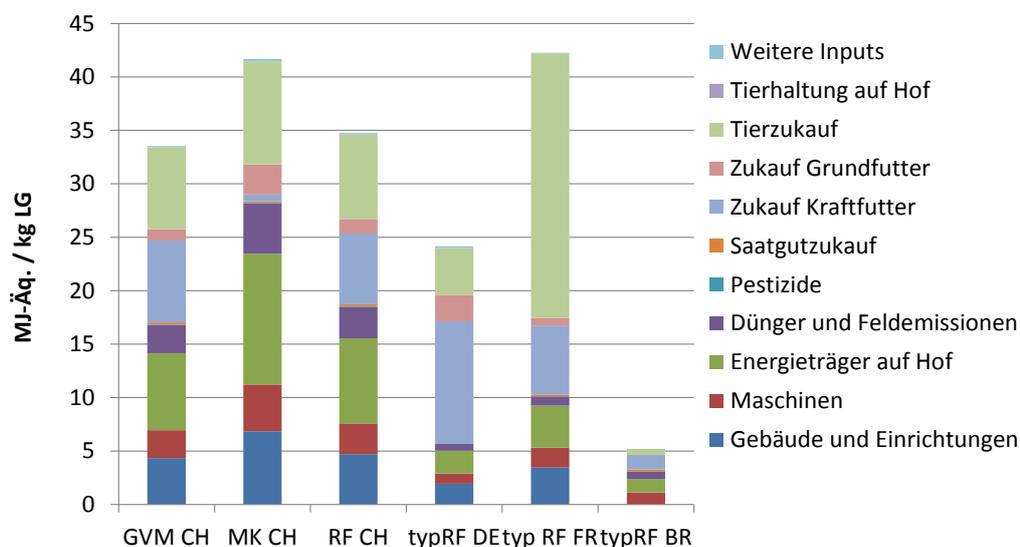


Abbildung 52: Energiebedarf pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Ein wesentlicher Grund für den niedrigeren Energiebedarf des deutschen Systems war die Verwendung von Maissilage und Kraftfutter als Futtergrundlage. Mais erzielt einen hohen Energieertrag pro Hektare und ist im Vergleich zu Grassilage und Dürffutter mit weniger Energieaufwand ernt- und konservierbar. Dies zeigte sich im klar niedrigeren Einsatz an Energieträgern auf dem Hof im deutschen System. Die hohe Kraftfutterzufuhr bewirkte zudem höhere Tageszunahmen, wodurch der Anteil Infrastruktur und der Tierzukauf auf mehr Fleisch verteilt und demzufolge kleiner wurde. All dies überkompensierte den höheren Aufwand für den Kraftfutterzukauf.

Das Treibhauspotenzial (Abbildung 53) wurde dominiert von den verdauungsbedingten Methanemissionen. Diese waren in Brasilien deutlich höher als in den übrigen Systemen. Dies lag einerseits daran, dass das brasilianische System ein Mutterkuhsystem ist, es wurde also nur Fleisch produziert und die gesamten Umweltwirkungen der Mutterkühe, inklusive deren Methanemissionen, wurden der Fleischproduktion angerechnet. Andererseits wies das brasilianische System eine sehr lange Mastdauer mit geringen Zuwächsen und einer geringen Futtermittelverwertung auf, was in viel emittiertem Methan, verteilt auf wenig Fleisch resultierte. Dazu kam in Brasilien noch ein grosser Anteil an CO₂ aus der Umwandlung von Regenwaldflächen in Weideland.

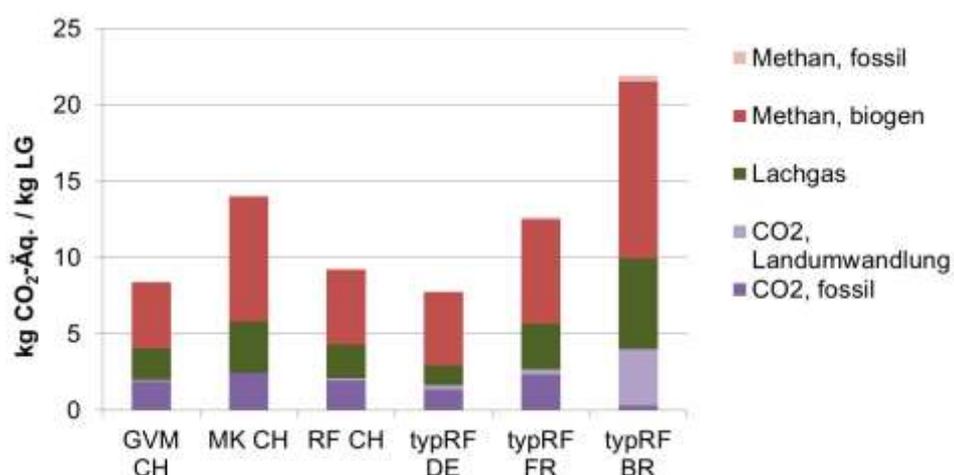


Abbildung 53: Treibhauspotenzial pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Innerhalb der europäischen Systeme wiesen wiederum die Mutterkuhsysteme die höchsten Werte auf, was an der erwähnten Allokation der Mutterkuh liegt. Das französische System war leicht tiefer als das Schweizer Mutterkuhsystem; Grund dafür waren die höheren Zuwächse durch die intensive Mastphase. Das deutsche Rindermastsystem lag auch hier ein wenig tiefer als die Schweizer Rindermast, dies vor allem aufgrund der niedrigeren Lachgas- und CO₂-Emissionen.

Wie das Treibhauspotenzial wird auch das Ozonbildungspotenzial durch die Methanemissionen dominiert, die Resultate bezüglich Ozonbildungspotenzial folgten deshalb dem gleichen Muster wie diejenigen beim Treibhauspotenzial.

Beim Ressourcenbedarf P (Abbildung 54) wies Brasilien günstigere Resultate auf als die Schweiz, Deutschland lag im gleichen Bereich und Frankreich war deutlich höher. Grund dafür war der höhere Phosphoreinsatz während der Aufzuchtphase. Dies ist aber mit grösster Vorsicht zu betrachten: Da für Frankreich keine Angaben zur Bewirtschaftung der hofeigenen Flächen während der Aufzuchtphase zur Verfügung standen, wurden die Angaben zum Düngungs niveau für den Silomais und die Grünflächen von einem Milchproduktionsbetrieb übernommen. Ob aber Mutterkuhbetriebe vor allem ihre Grünflächen gleich intensiv bewirtschaften, ist offen. Da der Ressourcenbedarf P direkt vom Einsatz mineralischer P-Dünger abhängt, würden sich diese Resultate z.B. bei einer extensiveren Bewirtschaftungsweise des Grünlandes während der Aufzuchtphase stark ändern.

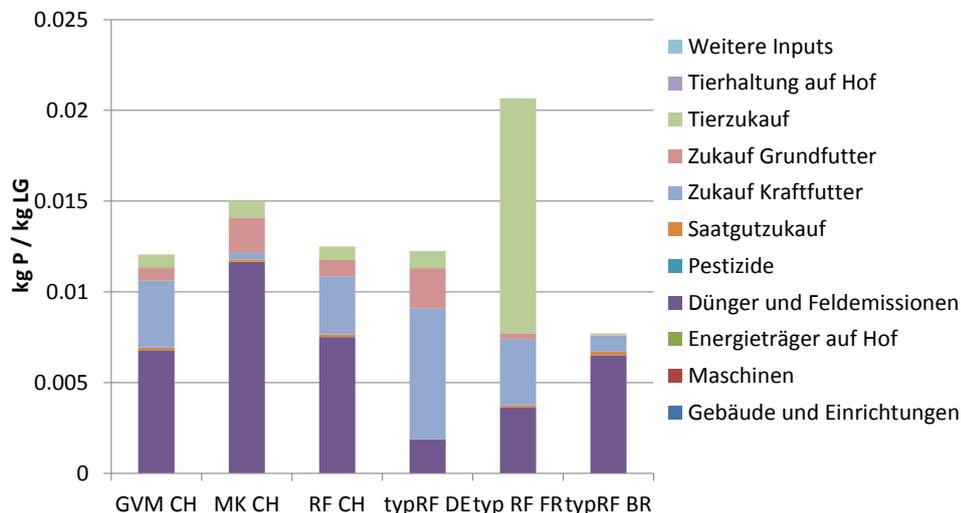


Abbildung 54: Ressourcenbedarf Phosphor pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Beim Ressourcenbedarf K wies einzig Brasilien niedrigere Werte auf als die europäischen Systeme, welche sich alle im gleichen Bereich befanden. Der niedrige Ressourcenbedarf K in Brasilien hing damit zusammen, dass in diesem System praktisch keine Mineraldünger eingesetzt wurden.

Der Flächenbedarf war in Frankreich und Brasilien höher als in der Schweiz, in Deutschland hingegen geringer (Abbildung 55). Insbesondere Brasilien wies einen sehr hohen Flächenbedarf auf, welcher denjenigen der anderen Systeme um ein Vielfaches überschritt. Beispielsweise lag der Flächenbedarf in Brasilien über 16x höher als in Deutschland. Dabei bestand der gesamte Flächenbedarf aus extensivem Grünland, also dem Weideland für die Rinder. Da das brasilianische System praktisch keine externen Inputs verwendet, ist die grosse Fläche nötig, um insbesondere in Phasen mit geringem Pflanzenwachstum eine ausreichende Futtergrundlage für die Tiere bereitzustellen.

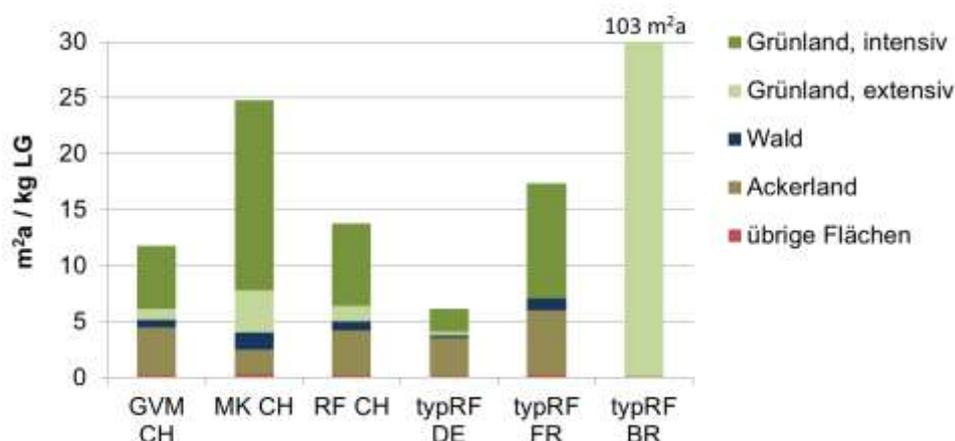


Abbildung 55: Flächenbedarf pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Der höhere Flächenbedarf in Frankreich lag wiederum am Mutterkuhsystem, wo neben dem eigentlichen Masttier auch die Mutterkuh noch ernährt werden muss. Infolge der intensiven Ausmastphase wies das französische Mutterkuhsystem allerdings einen geringeren Flächenbedarf auf als das Schweizer Mutterkuhsystem, wobei der Bedarf an Ackerland in Frankreich von allen Systemen am höchsten war.

Auch die Abholzung war in Brasilien deutlich höher als in den übrigen Systemen. Dies ist eine direkte Folge des hohen Flächenbedarfs: Um neue Weidegebiete zu erschließen, werden Regenwälder abgeholzt. In den europäischen Ländern ist die Abholzung eine Folge des Sojaeinsatzes. Dieses stammt grösstenteils aus Brasilien, wo für den Sojaanbau teilweise Regenwälder und artenreiche Savannen gerodet werden. Da die ausländischen Systeme alle mehr Soja für die Mast einsetzten als das Schweizer System, wiesen sie höhere Werte bezüglich Abholzung auf als dieses.

Ein differenzierteres Bild zeigte sich beim Wasserbedarf. Bezüglich der reinen Menge an aufgewendetem Wasser (Wasserbedarf blue water, Abbildung 56) wiesen Frankreich und Brasilien höhere Werte auf als das Schweizer System, Deutschland niedrigere. In Frankreich lag dies am hohen Beitrag durch den Tierzukauf, also der Aufzuchtphase, sowie an der Bewässerung beim Anbau des Futters. In Brasilien war aufgrund des Klimas und der langen Mastdauer viel Tränkewasser nötig, dazu brauchten neben den Masttieren auch die Mutterkühe Wasser. Wurde der Wasserbedarf mit dem Wasserstress-Index (Pfister *et al.*, 2009) gewichtet, änderte sich das Bild: Nun schnitten alle ausländischen Systeme schlechter ab als das Schweizer System, dies infolge des höheren Wasserstress-Index für Deutschland (0.12 vs. 0.09 für die Schweiz).

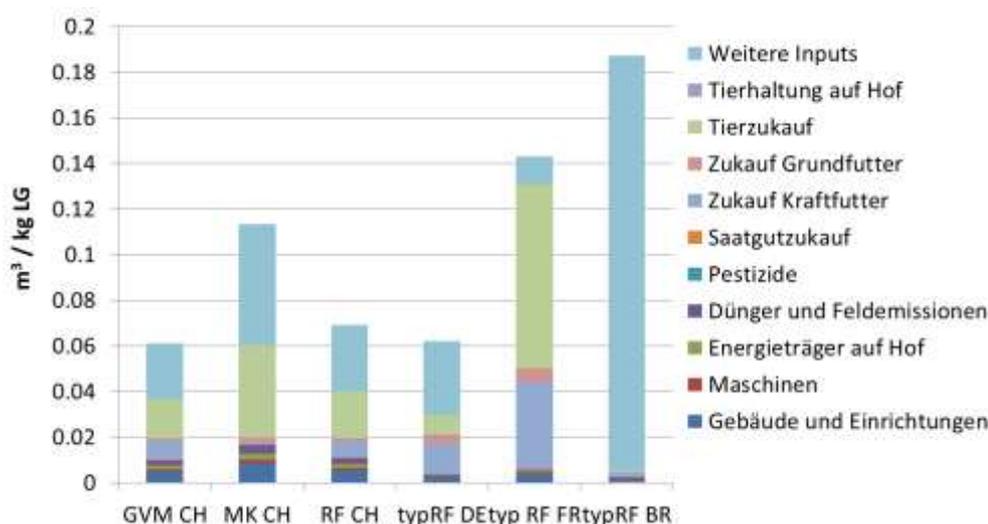


Abbildung 56: Wasserbedarf (blue water) pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

5.4.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Im Bereich der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen schnitt das deutsche System generell günstiger ab als das Schweizer System. Frankreich lag beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial und dem Versauerungspotenzial im gleichen Bereich wie das Schweizer System, beim aquatischen Eutrophierungspotenzial wies Frankreich ungünstigere Werte auf. Brasilien schnitt beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial sowie beim Versauerungspotenzial günstiger ab, beim aquatischen Eutrophierungspotenzial hingegen ungünstiger.

Für die Kategorien terrestrisches Eutrophierungspotenzial (Abbildung 57) und Versauerungspotenzial ist in erster Linie Ammoniak massgeblich. Eine entscheidende Rolle spielt hierbei die Grünlandnutzung, da das Grünland meist mit Gülle gedüngt wird und hierbei Ammoniakemissionen entstehen, während bei den Ackerkulturen vermehrt Mineraldünger ausgebracht werden. Da das deutsche System einen viel geringeren Grünlandanteil aufwies als die Schweizer Rindfleischproduktion, waren in Deutschland die Ammoniakemissionen niedriger. Durch die höhere Tageszunahme war zudem der Beitrag durch den Tierzukauf kleiner. Frankreich wies einen geringeren Anteil an Grünland und somit niedrigere Ammoniakemissionen auf den eigenen Flächen auf als das Schweizer Mutterkuhsystem, hier lag es in einem ähnlichen Bereich wie das Schweizer Grossviehmastsystem. Hingegen war der Beitrag durch den Tierzukauf (Ammoniakemissionen, welche während der ersten acht Lebensmonaten der Masttiere entstanden sind, sowie die gesamten durch die Mutterkuh verursachten Emissionen) höher als beim Schweizer Durchschnitt. Insgesamt resultierten für Frankreich ähnliche Werte wie für die Schweizer Rindermast. Brasilien wies durch das Fehlen jeglicher Düngungsausbringung sehr niedrige Ammoniakemissionen auf, einzig die Weideemissionen fielen ins Gewicht.

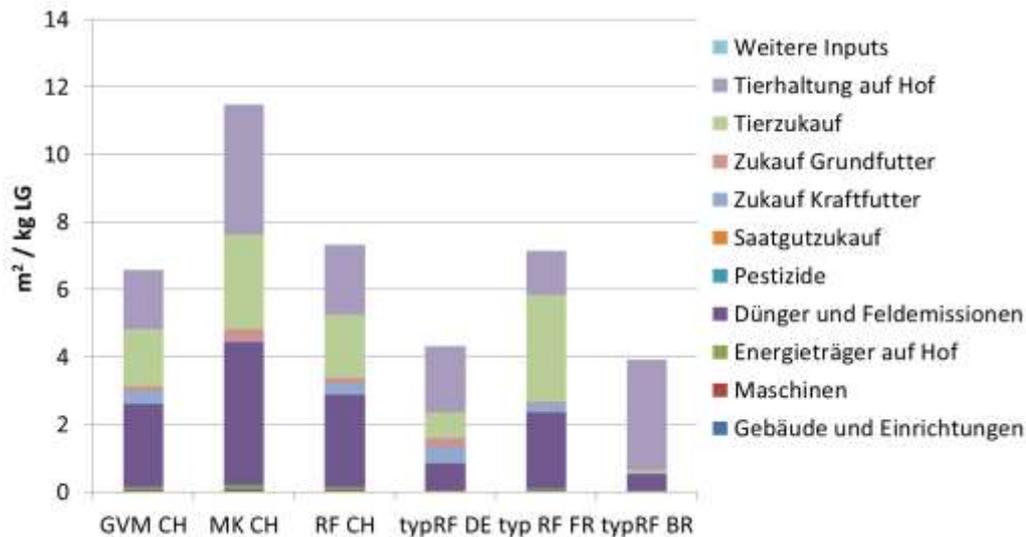


Abbildung 57: Terrestrisches Eutrophierungspotenzial pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Die Belastungen im Bereich aquatischer Eutrophierung N stammen vor allem von der Auswaschung von Nitrat. Neben den angebauten Kulturen und dem Düngungsmanagement (Düngerart, Ausbringungstermine, etc.) spielte hier wegen der unvermeidbaren Auswaschung von mineralisiertem Stickstoff auch der Flächenbedarf eine wesentliche Rolle. Besonders deutlich war dies bei dem brasilianischen System sichtbar, wo eine grosse Fläche einer vergleichsweise geringen Produktion zugeordnet wurde und so die Belastungen bezogen auf den Fleischoutput sehr hoch waren, obwohl abgesehen von den Weideausscheidungen praktisch keine N-Düngung stattfand (Abbildung 58). Ähnlich war dies auch bei der aquatischen Eutrophierung P. Durch die grosse Fläche entstand trotz sehr geringer P-Düngung ein relativ hohes Eutrophierungspotenzial durch Abschwemmung und Erosion von der genutzten Fläche.

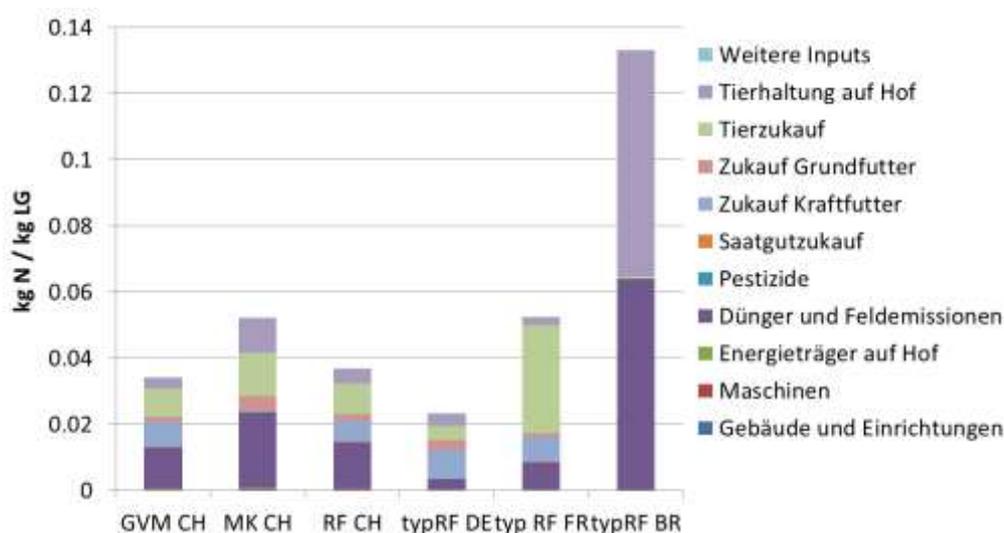


Abbildung 58: Aquatisches Eutrophierungspotenzial N pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hof der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Deutschland wies bei der aquatischen Eutrophierung N und P auf den eigenen Flächen wiederum nur geringe Emissionen auf und schnitt insgesamt am günstigsten ab. Die Gründe dafür lagen wie bei den Ammoniakemissionen im kleinen Flächenbedarf, dem geringen Anteil Grünland und der daraus folgenden niedrigen Hofdüngerausbringung. In Frankreich stammte der Hauptbeitrag bei beiden Kategorien wiederum vom Tierzukauf, ist also durch den Systemunterschied Mutterkuh bedingt.

5.4.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Bei den schadstoffbezogenen Umweltwirkungen zeigte sich kein einheitliches Bild. Im Bereich Ökotoxizität schnitt Brasilien viel günstiger ab als alle anderen Systeme, während Deutschland und Frankreich bei der terrestrischen Ökotoxizität ungünstigere Werte aufwiesen als die Schweizer Produktion, bei der aquatischen Ökotoxizität jedoch im gleichen Bereich lagen wie die Schweiz (Frankreich) oder günstiger abschnitten (Deutschland). Auch beim Humantoxizitätspotenzial wies Deutschland günstiger Werte auf als die Schweiz, Frankreich und Brasilien lagen im gleichen Bereich.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität (Abbildung 59) wiesen Deutschland und Frankreich sowohl bei den Pestiziden als auch bei den Nicht-Pestiziden höhere Werte auf als das Schweizer System. Bei den Nicht-Pestiziden schlugen in Deutschland vor allem Schwermetalle aus dem Mineraldüngereinsatz beim Kraftfutteranbau zu Buche. Frankreich hatte beim Kraftfutteranbau ähnliche Werte wie das Schweizer System, infolge des hohen Tierzukaufs wies aber der Betrieb selbst eine ungünstige Schwermetallbilanz auf. Bei den Pestiziden hatte Deutschland wiederum eine hohe Belastung durch den Kraftfutter- und Strohkauf, bei Frankreich machte neben den oben genannten Prozessen der Tierzukauf mehr als die Hälfte aus. Das brasilianische System setzte keine Pestizide und praktisch keine externen Inputs ein, was zu sehr niedrigen Werten bei der terrestrischen Ökotoxizität führte.

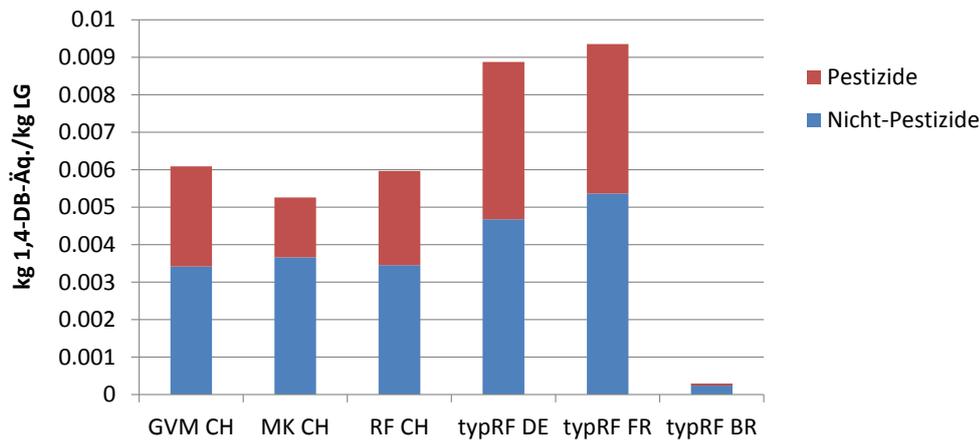


Abbildung 59: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hofter der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Bei der aquatischen Ökotoxizität dominierten die Nicht-Pestizide. Die günstigen Resultate von Brasilien sind auf den sehr geringen Einsatz an externen Inputs zurückzuführen.

Auch die Resultate in der Kategorie Humantoxizität wurden von den Nicht-Pestiziden dominiert. Entscheidend waren hier vor allem die Belastungen durch die Energie- und Infrastrukturbereitstellung. Da das deutsche System in diesen Bereichen einen geringeren Aufwand pro Kilogramm Lebendgewicht hatte, schnitt es bei der Humantoxizität günstiger ab als die anderen Systeme. Obwohl Brasilien praktisch keine externen Inputs aufwendete, lag dieses System nun im gleichen Bereich wie das Schweizer System, dies vor allem infolge der Schadstoffemissionen aus der Brandrodung für die Neugewinnung von Weideflächen.

5.5 Gesamte Kette für Rindfleisch

5.5.1 Übersicht

Tabelle 60 zeigt eine Übersicht über die Umweltwirkungen pro Kilogramm verkaufsfertigem Rindfleisch an der Verkaufsstelle. Durch die nachgelagerten Prozesse, welche hier miteingerechnet wurden, erhöhten sich die Werte verglichen mit den Resultaten pro Kilogramm Lebendgewicht ab Hofter. Der Einfluss der nachgelagerten Stufen war jedoch nicht für alle Umweltwirkungen gleich gross. Im Allgemeinen dominierten die landwirtschaftlichen Prozesse. Den grössten Einfluss hatten die nachgelagerten Prozesse auf den Energiebedarf und die Toxizität. Auch zu Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial sowie zum Wasserbedarf leisteten die nachgelagerten Stufen einen gewissen Beitrag. In einzelnen Systemen spielten sie zudem bei der terrestrischen Eutrophierung, der aquatischen Eutrophierung P und der Versauerung eine Rolle (Tabelle 61). Bei diesen Umweltwirkungen führte der Einbezug der nachgelagerten Stufen teilweise zu einer Veränderung der Bewertung der Systeme.

Innerhalb der nachgelagerten Prozesse hatten die Transporte den grössten Anteil an der Umweltwirkung, gefolgt von den Prozessen im Schlachthof. Die Verteilzentralen spielten praktisch keine Rolle. Bei den ausländischen Systemen fielen die nachgelagerten Stufen infolge der längeren Transportdistanzen mehr ins Gewicht als beim Schweizer System. Einen grossen Einfluss hatte die Art des Transportes: Flugtransporte wie im Fall von Brasilien brachten eine viel grössere Umweltwirkung mit sich als Transporte mit anderen Transportmitteln.

Tabelle 60: Übersicht über die Umweltwirkungen von einem Kilogramm verkaufsfertigem Rindfleisch an der Verkaufsstelle						
Umweltwirkungen		Einheit	RFverk CH	RFverk DE	RFverk FR	RFverk BR
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	<i>MJ-Äq.</i>	1.19E+02	9.58E+01	1.49E+02	1.89E+02
	Treibhauspotenzial	<i>kg CO₂-Äq.</i>	2.69E+01	2.37E+01	3.68E+01	7.39E+01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	<i>m²*ppm*h</i>	2.82E+02	2.64E+02	3.94E+02	7.70E+02
	Ozonbildungspotenzial (Human)	<i>person*ppm*h</i>	2.18E-02	2.05E-02	3.04E-02	5.96E-02
	Ressourcenbedarf Kalium	<i>kg</i>	8.17E-02	9.51E-02	7.74E-02	1.30E-02
	Ressourcenbedarf Phosphor	<i>kg</i>	3.57E-02	3.49E-02	5.87E-02	2.21E-02
	Flächenbedarf	<i>m²a</i>	3.90E+01	1.76E+01	4.98E+01	2.93E+02
	Abholzung	<i>m²</i>	5.24E-02	1.14E-01	1.59E-01	8.79E-01
	Wasserbedarf (blue water)	<i>m³</i>	2.23E-01	2.06E-01	4.49E-01	5.67E-01
	Wasserbedarf (WSI)	<i>m³</i>	2.06E-02	2.47E-02	8.13E-02	3.74E-02
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<i>m²</i>	2.08E+01	1.24E+01	2.04E+01	1.24E+01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	<i>kg N</i>	1.05E-01	6.73E-02	1.52E-01	3.82E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	<i>kg P</i>	4.69E-03	3.79E-03	6.03E-03	2.39E-02
	Versauerungspotenzial	<i>m²</i>	5.14E+00	3.14E+00	5.14E+00	3.49E+00
Schadstoffbez.	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	1.71E-02	2.54E-02	2.67E-02	1.69E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	2.30E+00	2.24E+00	2.56E+00	7.51E-01
	Humantoxizitätspotenzial	<i>kg 1,4-DB-Äq.</i>	5.45E+00	3.65E+00	6.28E+00	1.43E+01

Tabelle 61: Anteil der nachgelagerten Stufen an den Umweltwirkungen der Rindfleischproduktion

	RFverk CH	RFverk DE	RFverk FR	RFverk BR
Energiebedarf	17%	29%	20%	92%
Treibhauspotenzial	2%	6%	2%	16%
Ozonbildungspotenzial Vegetation	2%	4%	2%	13%
Ozonbildungspotenzial Human	1%	3%	2%	11%
Ressourcenbedarf K	1%	1%	0%	1%
Ressourcenbedarf P	0%	0%	0%	1%
Flächenbedarf	0%	0%	0%	0%
Abholzung	0%	0%	0%	1%
Wasserbedarf (WSI)	12%	14%	7%	7%
terr. Eutrophierung	0%	1%	1%	10%
aq. Eutrophierung N	0%	1%	0%	1%
aq. Eutrophierung P	6%	30%	3%	2%
Versauerung	1%	2%	1%	21%
terr. Ökotox.	1%	1%	1%	51%
aq. Ökotox.	13%	34%	10%	64%
Humantox.	5%	8%	5%	60%

5.5.2 Ressourcenbezogene Umweltwirkungen

Bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen veränderte sich durch den Einbezug der nachgelagerten Prozesse der Energiebedarf beim brasilianische System am meisten (Abbildung 60). Dieses schnitt nun nicht mehr günstiger ab als die anderen Systeme, sondern wies bei weitem die höchsten Werte auf. Dies liegt daran, dass das Fleisch aus Brasilien per Flugzeug in die Schweiz transportiert wurde, während es in den anderen Systemen vor allem Lastwagentransporte gab. Die Flugtransporte fielen beim Energiebedarf stark ins Gewicht und erhöhten das Resultat des brasilianischen Systems um ein Mehrfaches. Auch zum Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial leisteten die Flugtransporte einen wesentlichen Beitrag. Da das brasilianische System bei diesen Umweltwirkungen aber schon auf Stufe Hoftor die höchsten Werte aufwies, änderte sich bei diesen Umweltwirkungen die Reihenfolge der Systeme nicht. Insgesamt wies das brasilianische System somit auf Stufe Verkaufsstelle mit Ausnahme des Wasser- und Ressourcenbedarfs P und K bei allen ressourcenbezogenen Umweltwirkungen die höchsten Werte auf. Die Bewertungsreihenfolge des schweizerischen, deutschen und französischen Systems änderte sich durch den Einbezug der nachgelagerten Prozesse nicht.

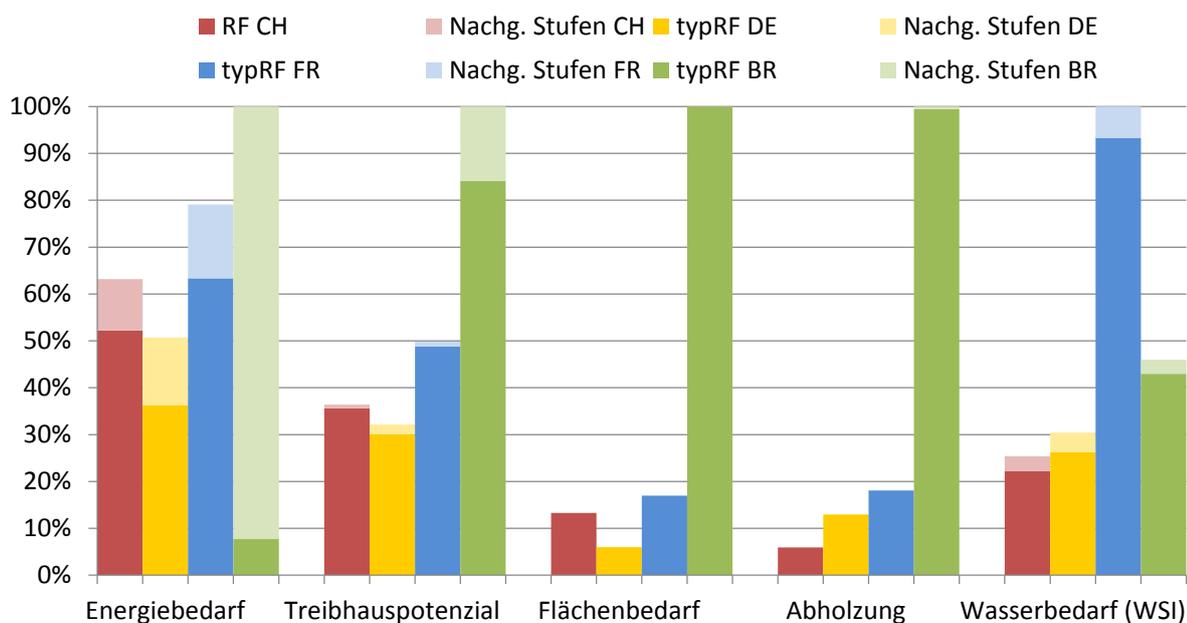


Abbildung 60: Überblick über die Resultate der ressourcenbezogenen Umweltwirkungen pro Kilogramm verkaufsfertigem Fleisch an der Verkaufsstelle.

Betrachtet man nur den Energiebedarf der nachgelagerten Prozesse (Abbildung 61), fällt der deutlich niedrigere Energiebedarf des Schlachthofs in Brasilien auf. Grund dafür ist der Strommix in Brasilien, der zu über 80 % aus Wasserkraft besteht. Der niedrigere Energiebedarf im Schlachthof wird jedoch bei weitem überkompensiert durch den hohen Bedarf beim Flugtransport. Zwischen Deutschland und Frankreich gab es bei den ressourcenbezogenen Umweltwirkungen keine grossen Unterschiede in den nachgelagerten Prozessen. Einzig bezüglich Treibhauspotenzial hatte der deutsche Schlachthof grössere Auswirkungen, dies infolge des Braunkohleanteils im deutschen Strommix.

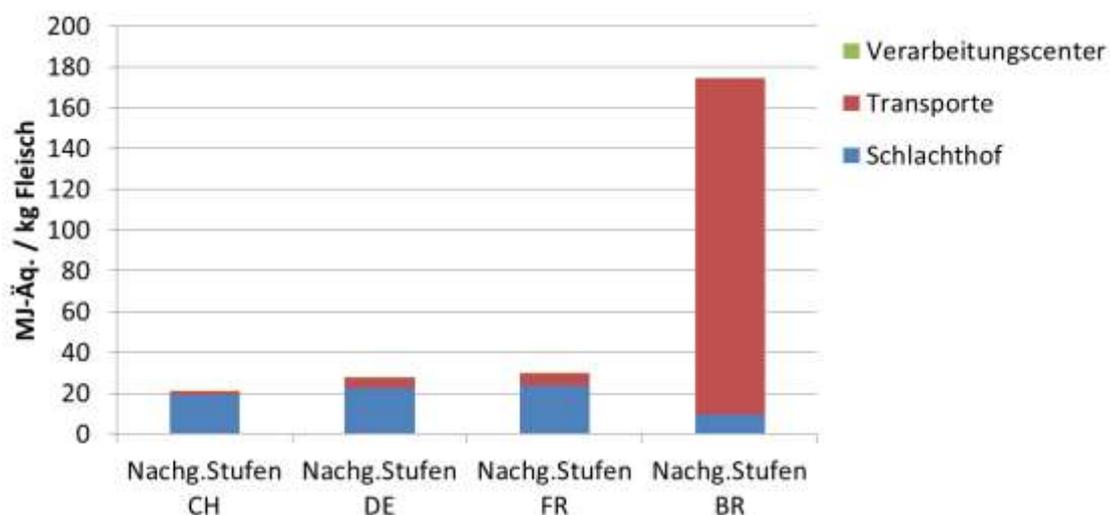


Abbildung 61: Energiebedarf der nachgelagerten Prozesse der untersuchten Rinderproduktionssysteme

Auf Flächenbedarf, Abholzung und Ressourcenbedarf P und K hatten die nachgelagerten Prozesse praktisch keinen Einfluss. Der Wasserbedarf der nachgelagerten Prozesse stammte grösstenteils aus dem Schlachthof vom direkt für die Schlachtprozesse benötigten Wasser. Zudem ist auch für die Stromproduktion in den Atomkraftwerken Wasser nötig. Beim brasilianischen System stammte ein Teil des Wassers aus dem Flugtransport, einerseits infolge des dort benötigten Stroms, aber auch aus der Rohölproduktion für das Kerosin. Insgesamt änderte sich die Bewertung des Wasserbedarfs (WSI) durch den Einbezug der nachgelagerten Prozesse nicht.

5.5.3 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Auf die nährstoffbezogenen Umweltwirkungen hatten die nachgelagerten Stufen generell wenig Einfluss (Abbildung 62). Einzig beim brasilianischen System erzielten die Flugtransporte infolge der dafür nötigen Kerosinproduktion eine merkbare Wirkung. Dies erhöhte das Versauerungspotenzial des brasilianischen Systems zwar, insgesamt wies es aber immer noch günstigere Werte auf als das Schweizer System. Bei den übrigen Systemen führte einzig die Stromproduktion für die Schlachthofprozesse zu einem gewissen Einfluss der nachgelagerten Prozesse auf die aquatische Eutrophierung Phosphor. Diese Wirkung stammte von der Deponierung des Aushubs beim Braunkohleabbau zur Stromgewinnung. Da Deutschland den höchsten Anteil Strom aus Braunkohlekraftwerken hat, war dieser Einfluss im deutschen System am grössten. Insgesamt änderte sich die Bewertungsreihenfolge der Systeme bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen mit dem Einbezug der nachgelagerten Prozesse nicht.

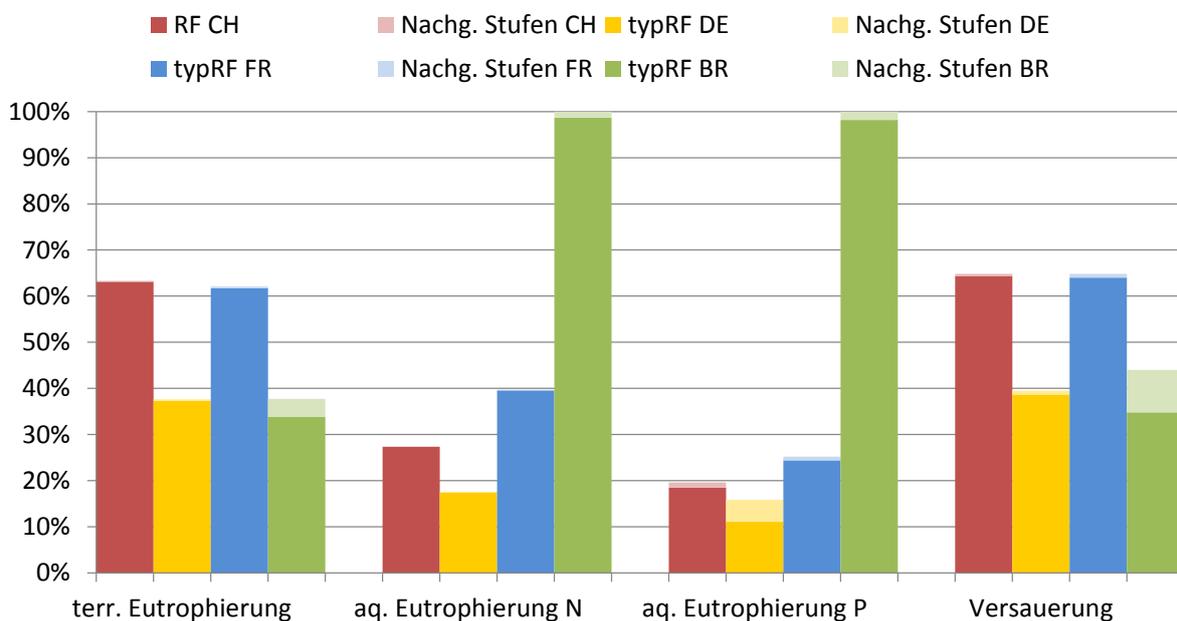


Abbildung 62: Überblick über die Resultate der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen pro Kilogramm verkaufsfertigem Fleisch an der Verkaufsstelle

5.5.4 Schadstoffbezogene Umweltwirkungen

Bei den schadstoffbezogenen Umweltwirkungen hatte wieder der Flugtransport beim brasilianischen System den grössten Einfluss (Abbildung 63). Durch diesen Transport wies das brasilianische System bei der Humantoxizität auf Stufe Verkaufsstelle die weitaus höchsten Werte aller untersuchten Systeme auf. Auch bei der aquatischen und terrestrischen Ökotoxizität des brasilianischen Systems war der Beitrag durch den Flugtransport grösser als derjenige der landwirtschaftlichen Stufe, hier war das brasilianische System aber immer noch als günstiger zu bewerten als die europäischen Systeme.

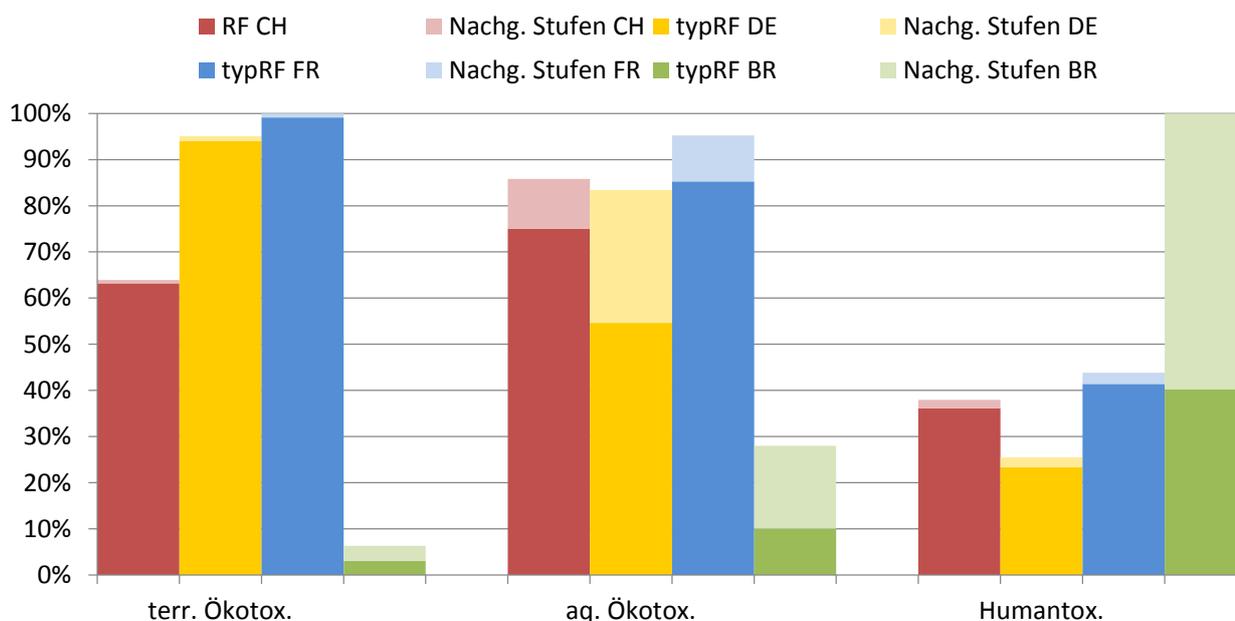


Abbildung 63: Überblick über die Resultate der schadstoffbezogenen Umweltwirkungen pro Kilogramm verkaufsfertigem Fleisch an der Verkaufsstelle

Bei der aquatischen Ökotoxizität lieferten die nachgelagerten Stufen in Deutschland einen wesentlichen Beitrag, sodass sich der Wert für dieses System deutlich erhöhte. Grund dafür war wiederum der hohe Anteil von Braunkohle im deutschen Strommix. Insgesamt wies es nun keine günstigeren Werte mehr auf, sondern war gleich zu bewerten wie das Schweizer System.

5.5.5 Fazit

Insgesamt ergab sich beim Vergleich des Rindfleisches an der Verkaufsstelle kein klares Bild. Das deutsche System war als reines Grossviehmastsystem sehr ähnlich zum von der Grossviehmast geprägten Schweizer Durchschnitt. Durch die höhere Intensität wies es einen kleineren Flächenbedarf auf, dazu schnitt es beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial, dem aquatischen Eutrophierungspotenzial N, der Versauerung und dem Humantoxizitätspotenzial günstiger ab. Höhere Werte wies es bei der Abholzung, dem Wasserbedarf (WSI) und der terrestrischen Ökotoxizität auf, in den übrigen Umweltwirkungen war das deutsche System im ähnlichen Bereich wie der Schweizer Durchschnitt.

Das französische System als Mutterkuhsystem mit Ausmast schnitt in allen Umweltwirkungen gleich oder ungünstiger ab wie der Schweizer Durchschnitt. Das brasilianische System, auch ein Mutterkuhsystem, wies die extremsten Werte aller untersuchten Systeme auf. An der Verkaufsstelle schnitt das brasilianische Rindfleisch bezüglich Ressourcenbedarf P und K, terrestrischem Eutrophierungspotenzial und Ökotoxizitätspotenzial günstiger ab als Schweizer Rindfleisch, bezüglich aller anderen Umweltwirkungen wies es wesentlich höhere Werte auf, mit Ausnahme des Versauerungspotenzials, wo es im gleichen Bereich lag wie das Schweizer System.

5.6 Diskussion der Rindfleischproduktion

Die wichtigste Phase in der Rindfleischproduktion war die Stufe Landwirtschaft. Die nachgelagerten Prozesse spielten insgesamt keine grosse Rolle in der Umweltwirkung von Rindfleisch an der Verkaufsstelle. Eine Ausnahme waren Flugtransporte, diese beeinflussen die Umweltwirkungen stark und führten beim brasilianischen Rinderproduktionssystem zu einer anderen Bewertung auf Stufe Verkaufsstelle als auf Stufe Landwirtschaft. Auch wenn die Umweltwirkungen einzelner Systeme relativ ähnlich waren, können die nachgelagerten Stufen das Zünglein an der Waage spielen – so etwa beim Vergleich des deutschen mit dem Schweizer System, wo das deutsche System durch den Einbezug der nachgelagerten Prozesse seine Vorteile bezüglich des aquatischen Ökotoxizitätspotenzials verlor. Dies war

bedingt durch den deutschen Strommix, der sich durch seinen hohen Braunkohleanteil sehr ungünstig auf das aquatische Eutrophierungspotenzial Phosphor und die aquatische Ökotoxizität auswirkte.

Auffallend bei der landwirtschaftlichen Stufe war die grosse Diversität der untersuchten Systeme. Während sich die Produktion der übrigen in dieser Studie untersuchten Produkte hauptsächlich in ihrem Intensitätslevel unterscheidet, gibt es in der Rindviehmast grundsätzlich verschiedene Systeme, welche unterschiedliche Umweltprofile aufweisen. Dabei können vor allem zwei Systeme unterschieden werden: Grossviehmast und Mutterkuhhaltung. Der Hauptunterschied zwischen diesen beiden Systemen liegt in der Berücksichtigung des Muttertieres: Bei der Grossviehmast stammt das Masttier von Milchkühen, deren Umweltwirkung grösstenteils der Milchproduktion zugeteilt wird. In einem Mutterkuhsystem hingegen wird nur Fleisch produziert, die ganze Umweltwirkung der Mutterkuh wurde dementsprechend der Fleischproduktion angerechnet. Eine detaillierte Diskussion der Unterschiede zwischen Mutterkuh- und Grossviehmastsystemen ist in Alig *et al.* (2012) zu finden. Auch Nijdam *et al.* (2012) haben festgestellt, dass aufgrund der Vielfalt der existierenden Rindermastssysteme die Umweltwirkung der Rindermast eine viel grössere Variabilität aufweist als z.B. diejenige der Schweine- oder Geflügelmast. Dies macht einen Ländervergleich sehr schwierig. Um aussagekräftige Resultate zu erzielen, müssten für jedes Land alle vorkommenden Rinderproduktionssysteme modelliert werden, um anschliessend ein gewichtetes Mittel, welches die durchschnittliche Produktion des entsprechenden Landes repräsentiert, zu bilden. Dies war im Rahmen dieser Studie nicht möglich, hier werden für das Ausland jeweils für das entsprechende Land typische Systeme abgebildet und analysiert. Nichtsdestotrotz liefert diese Studie wertvolle Hinweise bezüglich der Bewertung der Rindfleischproduktion in einzelnen Ländern. Die Tatsache, dass die Umweltwirkung eines bestimmten Rindfleischproduktionssystems stark von der Ausgestaltung des Systems bestimmt ist, lässt vermuten, dass ein Grossteil der Umweltwirkung der Rindfleischproduktion eines Landes durch die Beschreibung aller im betreffenden Land vorhandener Systeme abgeschätzt werden könnte. Eine generelle Klassifizierung aller vorhandenen Systeme in verschiedene Typen würde helfen, die Umweltwirkung pro Typ zu berechnen und zu beschreiben. Dabei spielt nicht nur die Art eines Systems (Grossviehmast/Mutterkuhhaltung) eine Rolle, sondern auch die Zusammensetzung der Futtermittel, welche die Umweltwirkung eines Systems stark beeinflussen kann (Nguyen *et al.*, 2012).

Ein spezielles Mutterkuhsystem lag in Brasilien vor. Durch die günstigeren klimatischen Bedingungen können die Tiere ganzjährig auf der Weide gehalten werden und es werden praktisch keine externen Inputs aufgewendet. Dies führte zu zum Teil sehr niedrigen Umweltwirkungen, namentlich beim Energiebedarf, beim Ressourcenbedarf P und K sowie bei der Ökotoxizität. Nötig ist aber der Einsatz von riesigen Landflächen, und die zumindest teilweise schlechte Futtergrundlage führte zu geringen Zuwächsen und einer langen Mastdauer. Dies resultierte in einem riesigen Landbedarf, welcher auch zu Abholzung führt, sowie in hohen Methanemissionen. Zur gleichen Schlussfolgerung kommen auch Webb *et al.* (2013), welche Rindfleisch aus Grossbritannien mit von Brasilien importiertem Rindfleisch verglichen. Auf Stufe Verkaufsstelle sieht es nochmals anders aus: Die Vorteile des brasilianischen Rindfleischs beim Energiebedarf werden durch den Flugtransport zunichte gemacht. Diese Analyse zeigt, dass für die Umweltwirkung von Rindermastssystemen viele Faktoren eine Rolle spielen und Vorteile in einer Umweltwirkung Nachteile in anderen Kategorien bringen können. Um eine ganzheitliche Bewertung vorzunehmen, muss eine möglichst umfassende Auswahl von Umweltkategorien berücksichtigt werden. Dazu müssen auch die Transporte (Distanzen und Transportmittel) in die Bewertung mit einfließen.

Eine wichtige Rolle in der Bewertung der einzelnen Rindermastssysteme spielt der Umgang mit den Emissionen, die mit dem anfallenden Hofdünger verbunden sind (v.a. Ammoniakemissionen). Die im Stall, auf der Weide und bei der Hofdüngerlagerung anfallenden Emissionen wurden der Tierproduktion, die bei der Hofdüngerausbringung entstehenden Emissionen dem Pflanzenbau angerechnet. Somit wurden in der Tierproduktion nur diejenigen Ausbringungsemissionen berücksichtigt, welche auf der Tierproduktion zugeordneten Flächen anfallen. Insbesondere intensive Mastsysteme wie etwa das deutsche System wenden für die Mast relativ wenig eigene Fläche auf und decken den Futterbedarf der Tiere grösstenteils durch zugekauftes Kraftfutter. Dieses wird aber vor allem mit Mineraldünger gedüngt, was zu kleineren Ammoniakemissionen führt als bei einer Düngung mit Hofdüngern. Eher extensive Betriebe wie z.B. Mutterkuhbetriebe richten ihre Fütterung mehr auf Gras aus und haben dementsprechend einen höheren Anteil an Grünland, welches häufiger mit Hofdüngern gedüngt wird. Diesen Betrieben wird also ein

grösserer Anteil der Ausbringungsemissionen aus dem anfallenden Hofdünger angerechnet, was zumindest teilweise die höheren Werte der Mutterkuhsysteme bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen erklärt. Allgemein fehlen aber bei allen ausländischen Systemen detaillierte Angaben über den Hofdüngereinsatz in den einzelnen Kulturen, insbesondere im Grünland. Die Resultate bei den nährstoffbezogenen Umweltwirkungen, aber auch bei Ressourcenbedarf P und K, sind darum stark von den gewählten Annahmen abhängig. Nguyen *et al.* (2012) weisen in ihrer Studie für Grasland zur Heugewinnung eine wesentlich geringere Ausbringung von organischem Stickstoff aus als in dieser Studie (32 kg/ha versus 55 kg/ha), allerdings geht damit auch ein niedrigeres Ertragsniveau einher. Die Ausbringung an mineralischem Stickstoff bewegt sich in beiden Studien auf ähnlichem Niveau. Die Frage stellt sich, ob französische Mutterkuhbetriebe wirklich ein so hohes Düngungsniveau aufweisen oder ob sie bei einer höheren Gabe an organischer Düngung nicht auf Mineraldüngergaben verzichten würden. In diesem Fall würde sich der Ressourcenbedarf P und K des französischen Systems verringern. Gleichzeitig gäbe es infolge des geringeren Ertragsniveau aber Auswirkungen auf den Flächenbedarf und/oder die Ertragsleistung der Tiere, so dass die Auswirkungen auf die Gesamtbewertung des Systems schwierig abzuschätzen sind. Dies zeigt, dass Managemententscheide der einzelnen Betriebsleiter über z.B. die Düngungsintensität auf dem Betrieb einen grossen Einfluss auf die Umweltwirkung seiner Produktion haben können.

Diskutiert werden muss auch die Bedeutung der Kategorie Abholzung. Relevant dafür ist hauptsächlich der Sojaeinsatz in der Fütterung. Wird konventionelles Soja aus Brasilien eingesetzt, stammen gemässecoinvent 8,4 % davon von kürzlich gerodeten Flächen (3,2 % von gerodeten Regenwaldflächen; 5,2 % von Buschland; Jungbluth *et al.*, 2007). Beim Einsatz von zertifiziertem Soja wurde zur Vereinfachung davon ausgegangen, dass für dessen Anbau keine Waldflächen gerodet wurden. Dies stimmt indes nur bedingt, da sich die Vorschrift, auf abholzungsfreien Flächen zu produzieren, nur auf einen bestimmten Zeitraum bezieht. Je nach Zertifikat gelten dabei unterschiedliche Stichjahre, ab denen keine Abholzung mehr stattgefunden haben darf. Das in die Schweiz importierte zertifizierte Soja ist gemäss ProTerra-Standard zertifiziert, was bedeutet, dass ab dem Jahr 2004 keine gerodeten Flächen mehr benutzt werden dürfen (Sojanetzwerk Schweiz, 2011). In der Schweizer Mutterkuhhaltung darf gemäss Beschluss von Mutterkuh Schweiz (2012) für Mutterkühe und Kälber bis zum Absetzen kein Soja eingesetzt werden.

6 Diskussion

6.1 Vergleich zwischen der Produktion von Lebens- und Futtermitteln in der Schweiz und im Ausland

Umweltwirkungen von importierten Nahrungs- und Futtermitteln unterscheiden sich aufgrund der jeweiligen landwirtschaftlichen Produktion, der Transportmittel und -distanzen sowie der Verarbeitung von denjenigen einheimischer Produkte. Die landwirtschaftliche Phase dominierte die meisten Umweltwirkungen in dieser Studie. Die Unterschiede zwischen der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz und im Ausland sind daher wichtig für die Analyse der Ergebnisse.

6.1.1 Landwirtschaftliche Produktion

Im globalen Vergleich unterscheidet sich die Landwirtschaft in den untersuchten europäischen Ländern relativ wenig. Die Erträge in Westeuropa gehören zu den höchsten der Welt und auch bei den Umweltwirkungen sind die Unterschiede auf dieser Ebene als eher gering einzustufen (Nemecek *et al.*, 2011c). Dennoch bestehen wichtige Aspekte, welche direkt oder indirekt die Umweltwirkungen beeinflussen können:

- Standortbedingungen:

Der Alpenraum zeichnet sich durch relativ hohe Niederschläge aus. Dies fördert das Graswachstum, führt aber auch dazu, dass die ackerbauliche Nutzung teilweise nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. Die Verfügbarkeit von Wasser ist hoch, was sich in einem geringeren Bewässerungsbedarf einerseits, und in einer geringeren Wasserknappheit andererseits niederschlägt. Beide Effekte verstärken sich gegenseitig, sodass bei der Ressource Wasser eine günstige Bewertung für die Schweizer Produktion resultiert. Höhere Niederschläge führen jedoch auch zu einem grösseren Nitratauswaschungsrisiko.

In den höheren Hügel- und Gebirgslagen ist die Graslandnutzung die einzige landwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit. Diese Regionen haben standortbedingte Nachteile, wie dies am Beispiel der Milch (Kapitel 4.5.2) gezeigt wurde, wo sich die geringeren Flächenerträge und Milchleistungen der Kühe im Berggebiet nachteilig auswirkten. Solche Nachteile bestehen bei den anderen untersuchten Ländern nicht (Niederlande) oder nur in geringem Ausmass (Deutschland, Frankreich und Italien). Je nach Art der Produktion können diese Nachteile aber durchaus wettgemacht werden: Bei der Schweizer Käseproduktion z.B. stammten 45 % der Milch von Modellbetrieben im Hügel- und Berggebiet, und dennoch schnitt Schweizer Käse trotz tieferer Milchleistung pro Kuh im Allgemeinen günstiger ab als der ausländische. Ein wichtiger Grund dafür ist die Effizienz der Fütterung, d.h. die eingesetzte Menge Futter pro kg erzeugter Milch. Eine tiefere Milchleistung muss also nicht zwangsläufig zu höheren Umweltwirkungen führen.

- Flächenerträge:

Die Flächenerträge der untersuchten Produktionssysteme liegen in der Schweiz allgemein etwas tiefer als in den Vergleichsländern, was sich ungünstig auf die Ökobilanzergebnisse auswirkte. Die tieferen Erträge können durch verschiedene Faktoren bedingt sein, wie ungünstigere Standortbedingungen im Hügel- und Berggebiet, Verwendung von anderen Sorten (z.B. Brotweizensorten mit hoher Qualität und guten Resistenzeigenschaften, dafür tieferem Ertragspotenzial) und Massnahmen wie die Begrenzung der Düngung in der Suisse-Bilanz oder der Ausschluss von Fungiziden, Insektiziden und Wachstumsregulatoren im Extensio-Anbau von Getreide.

- Einsatz bestimmter Pestizid-Wirkstoffe:

Die Wirkungen auf die Ökotoxizität werden jeweils durch einzelne Wirkstoffe dominiert; die eingesetzten Wirkstoffe können je nach Herkunftsland unterschiedlich sein. Unterschiede gibt es bezüglich der zugelassenen Wirkstoffe, aber auch zwischen den verschiedenen Produktionssystemen.

- Betriebsstrukturen:

Die Landwirtschaftsbetriebe in der Schweiz sind mit durchschnittlich 22.2 ha LN (BLW 2012) kleiner als jene in Deutschland (85.4 ha LN), Frankreich (77.5 ha LN) und den Niederlanden (32.0 ha LN, FADN, 2013). Die Betriebe in Italien hingegen sind mit durchschnittlich 16.3 ha LN pro Betrieb kleiner als jene in

der Schweiz, da es viele kleine Spezialkulturbetriebe gibt; die untersuchten Milchproduktionsbetriebe waren aber grösser als der Schweizer Durchschnitt. Es gibt einen Zusammenhang zwischen der Betriebsgrösse, der Parzellengrösse und der Anzahl Maschinen pro Fläche. Die Schweizer Landwirtschaft zeichnet sich durch einen der höchsten Mechanisierungsgrade weltweit aus. Dies führt zu entsprechend tieferen Auslastungsraten und höheren Umweltwirkungen aus dem Maschineneinsatz. Abgesehen davon konnte im Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) für Schweizer Betriebe kein klarer Zusammenhang zwischen Betriebsgrösse und den Umweltwirkungen nachgewiesen werden.

- **Produktionssysteme:**

Bezüglich der Rindfleischproduktion sind die länderspezifischen Produktionsstrukturen relevant. In der Schweiz und Deutschland stammt der überwiegende Teil des Rindfleisches aus der Grossviehmast, während in Frankreich und Brasilien die Mutterkuhhaltung vorherrscht. Daher ist der Vergleich zwischen den Ländern stark von den Unterschieden dieser Systeme geprägt.

Die Extensio-Produktion von Getreide und Raps wird seit Jahren mit Direktzahlungen gefördert. Wie in Kapitel 3 aufgezeigt, führte diese Massnahme zu einer tendenziellen Verminderung der aquatischen und terrestrischen Ökotoxizität, dank dem Verzicht auf Fungizide, teilweise auch dank Reduktionen bei den Herbiziden. Die meisten übrigen Umweltwirkungen waren jedoch aufgrund der tieferen Erträge und der damit verbundenen tieferen Effizienz erhöht. Dies zeigt, dass diese Massnahme zwar partiell wirksam ist, jedoch gezielt ergänzt werden sollte (Gaillard & Nemecek, 2002), zum Beispiel durch Optimierung der Düngung und gezielte Auswahl von Pestizid-Wirkstoffen.

Die Förderung der graslandbasierten Milchproduktion ist eine neue Massnahme, welche sich zuerst in der Praxis etablieren muss. Die hier präsentierten Ergebnisse zeigen, dass bei einer graslandbasierten Produktion die Umweltwirkungen nicht automatisch tiefer sind als bei einer ackerbasierten Produktionsweise mit höherem Kraffuttereinsatz. Mit einem Vollweidesystem konnte das Ergebnis etwas verbessert werden. Der Vergleich mit der Fallstudie Hohenrain (Sutter *et al.*, 2013) zeigt, dass ein Vollweidesystem durchaus ein Potenzial zur Senkung von Umweltwirkungen hat. Eine weitere Systementwicklung ist daher erforderlich.

- **Agrarpolitische Rahmenbedingungen:**

Mit der Einführung des ÖLN wurde ein wichtiger Schritt in Richtung Einbezug von ökologischen Leistungen in die Agrarpolitik gemacht. Die gewünschte „gute landwirtschaftliche Praxis“ wird mittels Direktzahlungen gefördert. Der Vergleich mit den Importprodukten zeigt jedoch, dass die Einhaltung des ÖLN an sich nicht zwingend zu tieferen Umweltwirkungen von Schweizer Produkten führt. Dies kann auch darin begründet sein, dass in der EU die Entwicklung ebenfalls nicht stehengeblieben ist. Zudem ist die Umsetzung dort trotz der gemeinsamen Agrarpolitik in den einzelnen Mitgliedsländern unterschiedlich und die Massnahmen werden durch zusätzliche nationale und regionale Programme ergänzt.

- **Strommix:**

Je nach Land unterscheiden sich die Umweltwirkungen des jeweiligen Strommixes erheblich. So ist die Produktion von 1 kWh Elektrizität Niederspannung in der Schweiz mit 0.15 kg CO₂-Äq. belastet, in Deutschland mit 0.72 kg CO₂-Äq., in Frankreich mit 0.11 kg CO₂-Äq., in Italien mit 0.64 kg CO₂-Äq., und in den Niederlanden mit 0.72 kg CO₂-Äq. (ecoinvent Centre, 2010). In der landwirtschaftlichen Produktion spielt Elektrizität v.a. bei der Bewässerung und in der Tierproduktion eine gewisse Rolle. Grösser ist die Bedeutung bei der Nahrungsmittelverarbeitung (siehe Kapitel 6.1.2).

- **Preise:**

Die Preise der Produkte und der landwirtschaftlichen Inputs unterscheiden sich in verschiedenen Ländern deutlich. Dies wirkt sich zunächst auf die Produktion selbst aus; so ist zum Beispiel der Kraffutterpreis in der EU im Verhältnis zum Milchpreis tiefer als in der Schweiz, was zu einem höheren Kraffuttereinsatz führt. Zudem beeinflussen die Produktpreise die Allokationsfaktoren für Stroh und Korn oder für Milch und Fleisch, was sich auf die Ökobilanzergebnisse auswirkt. So sind die Preise für Gerstenkorn im Verhältnis zu den Strohpreisen in der Schweiz höher als z.B. in Deutschland, so dass ein anderer Allokationsfaktor für die Gerste resultiert und den Körnern daher ein grösserer Anteil der Umweltwirkungen zugerechnet wird.

6.1.2 Nachgelagerte Stufen

Neben den Unterschieden in der landwirtschaftlichen Produktion gibt es auch wichtige Unterschiede in den nachgelagerten Stufen, deren Beitrag stark von der Bedeutung der landwirtschaftlichen Phase abhängt. Diese kann für dasselbe Produkt je nach Umweltwirkung verschieden sein. Bei Käse und Rindfleisch, wo die Umweltwirkungen pro Produkteinheit hoch sind, fallen die nachgelagerten Stufen weniger ins Gewicht als bei Produkten, bei denen mit relativ geringen Umweltwirkungen grosse Mengen erzeugt werden, wie z.B. Kartoffeln. Generell weisen Nahrungsmittel tierischen Ursprungs höhere Umweltwirkungen pro Kilogramm auf als pflanzliche Nahrungsmittel (Foster *et al.*, 2006).

- Transporte:

Systematische Unterschiede zwischen den Ländern bestehen bei den Transporten („food“ oder „feed miles“). Die hier erwarteten grundsätzlichen Vorteile der inländischen Produktion konnten in dieser Studie auch bestätigt werden. Am augenfälligsten sind die Flugtransporte bei brasilianischem Rindfleisch, welche einen sehr hohen Anteil an vielen Umweltwirkungen ausmachen und so zu einer völlig anderen Bewertung führen als bei Betrachtung der landwirtschaftlichen Produktion allein. Die Transportdistanzen innerhalb von Europa sind allerdings weniger lang, und die Differenz zwischen den Ländern ist viel kleiner als bei einem Einbezug von Transporten aus Übersee. Dadurch unterscheiden sich die Umweltwirkungen der Transporte innerhalb Europas nicht so stark wie beim Vergleich Schweiz-Brasilien. Neben den Distanzen hängen die Umweltwirkungen des Transportes pro Kilogramm Produkt von den verwendeten Transportmitteln (LKW, Bahn, Schiff oder Flugzeug) ab sowie von der Art des Transports (ungekühlt, gekühlt oder tiefgekühlt).

- Verarbeitung:

Die Verarbeitung der Nahrungs- und Futtermittel hat einen umso grösseren Anteil an den Umweltwirkungen der nachgelagerten Stufen, je grösser der Aufwand an Inputs oder je grösser der Grad der Verarbeitung ist. Bei Kartoffeln und Futtergerste ist der Verarbeitungsgrad gering, während Brot, Käse und Rindfleisch relativ intensive Prozesse durchlaufen müssen. Für die Bewertungsreihenfolge der Länder spielt die Verarbeitung keine Rolle, solange die Verarbeitungsschritte in der Schweiz stattfinden. Dies ist bei Brot und Futtergerste der Fall. Bei Käse findet die Verarbeitung ganz und bei Rindfleisch teilweise im Herkunftsland statt, sodass sich Unterschiede hier auf die Bewertungsreihenfolge der Länder auswirken können. In dieser Studie konnten nur gezielte Einzelanpassungen – wie z.B. Austauschen des Strommixes – vorgenommen werden. Diese hatten aber bereits einen merkbaren Einfluss auf die Ergebnisse. Bei der Berücksichtigung spezifischer Daten für alle Verarbeitungsketten könnten sich noch grössere Unterschiede ergeben.

6.2 Unsicherheitsanalyse

Für jeweils ein pflanzliches und ein tierisches Produkt wurde beispielhaft eine Unsicherheitsanalyse durchgeführt, nämlich für Brot aus Schweizer Weizen und für Schweizer Käse. Zwei verschiedene Analysen werden durchgeführt mit unterschiedlicher Zielsetzung: in der ersten werden die statistischen Kennzahlen Standardabweichung, Variationskoeffizient und Vertrauensintervall für die Umweltwirkungen der Schweizer ÖLN-Produktion ermittelt. In der zweiten werden die Unterschiede exemplarisch für den Vergleich der schweizerischen mit der deutschen Produktion bewertet. Dabei wurden nur jene Teile des Systems variiert, die sich zwischen beiden Ländern unterscheiden. Dies trägt dem Umstand Rechnung, dass gewisse Teile der beiden Systeme identisch sind und somit nicht unabhängig variiert werden dürfen. Als Methode wurde in beiden Fällen eine Monte-Carlo-Analyse mit jeweils 1'000 Runs gewählt.

Die durchgeführte Monte-Carlo-Analyse konnte nur einen Teil der Unsicherheiten in den Resultaten abdecken. Nur die Unsicherheiten werden berücksichtigt, die in den Sachbilanzdaten hinterlegt sind. Diese betreffen die Inputdaten sowie die direkten und indirekten Emission. Unsicherheiten in der Wirkungsabschätzung werden von der Analyse nicht erfasst. Ausserdem standen bei den Sachbilanzdaten nur für die landwirtschaftliche Produktion Angaben zur Unsicherheit der einzelnen Werte zur Verfügung; für die nachgelagerten Stufen fehlten sie. Die tatsächliche Unsicherheit in den Resultaten dürfte also grösser sein als hier berechnet.

6.2.1 Beispiel Brot

Tabelle 62 zeigt die Parameter der Unsicherheitsanalyse für Schweizer Brot. Die Unsicherheit war insgesamt relativ gering. Der Variationskoeffizient betrug bei vielen Umweltwirkungen 5 % und weniger. Der Energiebedarf, die aquatische Eutrophierung N, die aquatische Eutrophierung P, die aquatische Ökotoxizität und die Humantoxizität ohne Pestizide stachen etwas deutlicher hervor. Je weniger Haupteinflussfaktoren es gibt, desto stärker wirkt sich jede Variation der Eingabewerte auf das Endergebnis aus, da diese nicht durch andere Parameter ausgeglichen werden. Beim Energiebedarf hingen die Ergebnisse hauptsächlich von der Produktion von Stickstoffdüngern und vom Dieselverbrauch ab. Bei der aquatischen Eutrophierung N war die Unsicherheit grösser. Hier hingen die Ergebnisse hauptsächlich von einer Eingangsgrösse, der Nitratauswaschung, ab. Bei der aquatischen Eutrophierung P spielte die Herstellung von Phosphorsäure in der Vorkette von zwei Phosphordüngemitteln eine wichtige Rolle für das Ergebnis. Bei der aquatischen Ökotoxizität und der Humantoxizität (ohne Pestizide) hatten mehrere Parameter einen wichtigen Einfluss. Neben dem Strombedarf durch die Verarbeitung und der Abfallentsorgung in der Mühle, die jeweils nicht variiert wurden, waren das die Emissionen aus der Produktion von Stickstoffdüngern und aus der Produktion der Maschinen. Insgesamt bleiben die Ergebnisse für Schweizer Produktion aber auch bei Berücksichtigung der Unsicherheit jeweils in derselben Bewertungsstufe nach Tabelle 65 (Anhang).

Abbildung 64 zeigt einen Vergleich der Schwankungen der Ergebnisse bei der Unsicherheitsanalyse von Brot aus schweizerischem und deutschem Weizen. Die Umweltwirkungen, bei denen schon im entsprechenden Ergebniskapitel (Kapitel 3.3) deutliche Unterschiede zwischen diesen beiden Ländern festgestellt wurden, fallen auch hier relativ eindeutig aus: Beim Wasserbedarf und der terrestrischen Ökotoxizität war Schweizer Weizen günstiger zu bewerten als deutscher Weizen, bei der Ozonbildung, dem Flächenbedarf und der Humantoxizität war deutscher Weizen günstiger. Bezüglich der Humantoxizität durch Pestizide lieferte die Unsicherheitsanalyse allerdings kein so deutliches Ergebnis. Für das Gesamtergebnis der Humantoxizität sind aber die Nicht-Pestizid-Emissionen entscheidend; bei diesen zeigt auch die Unsicherheitsanalyse ein eindeutiges Ergebnis für den Ländervergleich. Hingegen zeigte sie beim Ressourcenbedarf P und K einen deutlichen Vorteil für Weizen aus Deutschland. In den Resultaten (Kapitel 3.3) lag deutscher Weizen zwar leicht tiefer als Schweizer Weizen, war aber gemäss der Grenzwerte in Tabelle 65 als ähnlich einzustufen.

Tabelle 62: Mittelwert, Standardabweichung, Variationskoeffizient und 95 %-Vertrauensintervall der analysierten Umweltwirkungen pro Kilogramm Brot aus der Schweiz.

Umweltwirkungen		Einheit	Mittelwert	Standardabweichung	Variationskoeffizient	95%-Vertrauensintervall	
						untere Grenze	obere Grenze
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	5.78E+00	6.53E-01	11%	4.64E+00	7.22E+00
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	5.24E-01	3.20E-02	6%	4.65E-01	5.96E-01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	3.04E+00	2.13E-01	7%	2.65E+00	3.51E+00
	Ozonbildungspotenzial (Human)	person*ppm*h	2.08E-04	1.45E-05	7%	1.82E-04	2.41E-04
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	6.54E-03	3.42E-04	5%	5.87E-03	7.22E-03
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	3.18E-03	1.44E-04	5%	2.88E-03	3.47E-03
	Flächenbedarf	m ² a	1.43E+00	5.17E-02	4%	1.33E+00	1.53E+00
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	6.84E-03	2.96E-04	4%	6.32E-03	7.50E-03
Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	2.44E-01	1.33E-02	5%	2.20E-01	2.72E-01
	aquatisches Eutrophierungspotenzial N	kg N	6.17E-03	8.08E-04	13%	4.83E-03	7.95E-03
	aquatisches Eutrophierungspotenzial P	kg P	1.62E-04	2.79E-05	17%	1.21E-04	2.27E-04
	Versauerungspotenzial	m ²	6.93E-02	4.04E-03	6%	6.28E-02	7.77E-02
	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	5.34E-04	5.09E-05	10%	4.52E-04	6.52E-04
Schadstoffbezogen	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	1.26E-03	4.96E-05	4%	1.17E-03	1.36E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	6.36E-02	2.17E-02	34%	3.73E-02	1.12E-01
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	3.60E-02	1.84E-03	5%	3.27E-02	3.99E-02
	Humantoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	1.52E-01	2.87E-02	19%	1.09E-01	2.25E-01
	Humantoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	8.19E-03	2.78E-04	3%	7.68E-03	8.75E-03

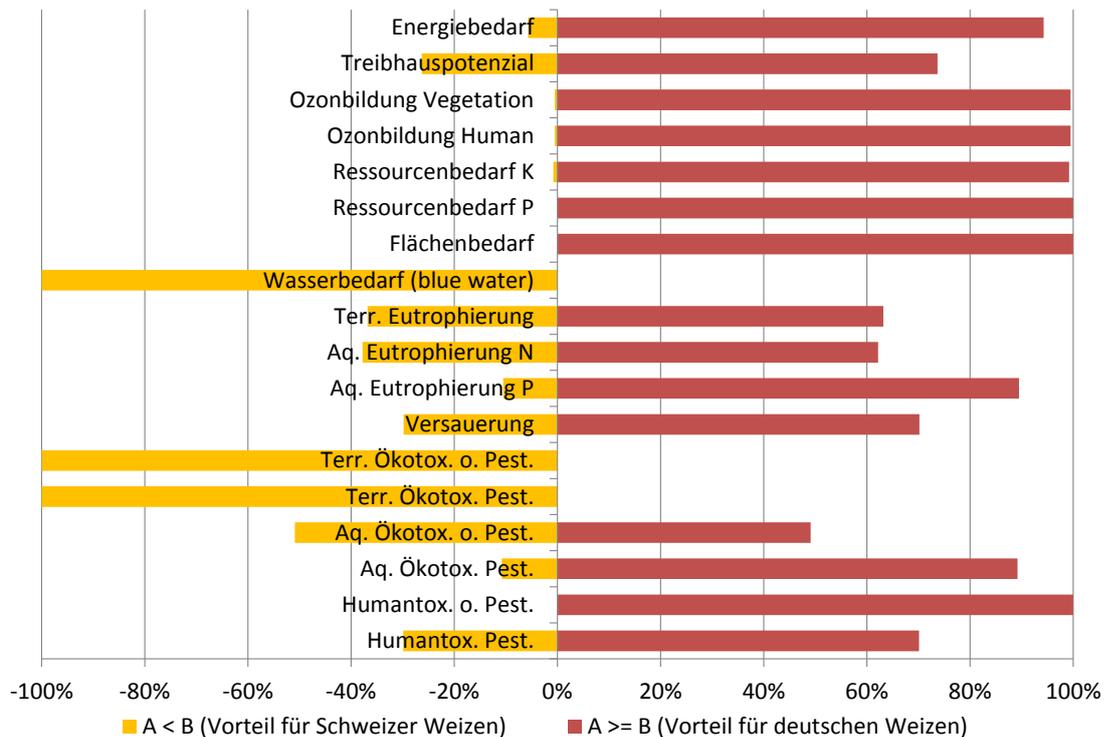


Abbildung 64: Unsicherheitsanalyse von einem Kilogramm Brot aus schweizerischem Weizen (A) minus einem Kilogramm Brot aus deutschem Weizen (B). Vertrauensintervall: 95 %.

6.2.2 Beispiel Käseproduktion

Tabelle 63 zeigt eine Übersicht über die relevanten Parameter der Monte-Carlo-Analyse für Schweizer Käse. Die meisten Umweltwirkungen wiesen eine relativ kleine Unsicherheit mit einem Variationskoeffizient von unter 5 % auf. Ausnahmen waren Abholzung, die Öko- und Humantoxizitätspotenziale (ohne Pestizide) sowie das aquatische Eutrophierungspotenzial P und der Ressourcenbedarf Kalium mit Variationskoeffizienten von 89 %; 20 % für aquatische, 9 % für terrestrische Ökotoxizität o. Pest. und 14 % für Humantoxizität o. Pest. sowie 13 % für aquatisches Eutrophierungspotenzial P und 6 % für den Ressourcenbedarf Kalium. Die Unsicherheiten für die Öko- und Humantoxizitätspotenziale Pestizide waren nach der Monte-Carlo-Analyse nicht sehr hoch, dies jedoch nur weil die Unsicherheit in der Wirkungsabschätzung hier nicht berücksichtigt wurde. Würde diese miteinbezogen, wäre die Unsicherheit für die Toxizitätspotenziale Pestizide viel höher.

Tabelle 63: Mittelwert, Standardabweichung, Variationskoeffizient und 95 %-Vertrauensintervall der analysierten Umweltwirkungen pro Kilogramm Schweizer Käse

Umweltwirkungen		Einheit	Mittelwert	Standardabweichung	Variationskoeffizient	95%-Vertrauensintervall	
						untere Grenze	obere Grenze
Ressourcenbezogen	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen	MJ-Äq.	6.51E+01	2.28E+00	4%	6.10E+01	7.00E+01
	Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq.	1.52E+01	3.94E-01	3%	1.45E+01	1.60E+01
	Ozonbildungspotenzial (Vegetation)	m ² *ppm*h	1.62E+02	5.73E+00	4%	1.51E+02	1.73E+02
	Ozonbildungspotenzial (Human)	person*ppm*h	1.26E-02	4.45E-04	4%	1.17E-02	1.35E-02
	Ressourcenbedarf Kalium	kg	1.01E-02	5.64E-04	6%	9.02E-03	1.13E-02
	Ressourcenbedarf Phosphor	kg	1.24E-02	3.29E-04	3%	1.18E-02	1.30E-02
	Flächenbedarf	m ² a	1.97E+01	5.22E-01	3%	1.88E+01	2.09E+01
	Abholzung	m ²	5.02E-03	4.47E-03	89%	-3.94E-03	1.40E-02
	Wasserbedarf (blue water)	m ³	1.31E-01	1.66E-03	1%	1.28E-01	1.35E-01
	Nährstoffbezogen	terrestrisches Eutrophierungspotenzial	m ²	1.06E+01	3.68E-01	3%	9.84E+00
aquatisches Eutrophierungspotenzial N		kg N	5.36E-02	2.11E-03	4%	4.96E-02	5.80E-02
aquatisches Eutrophierungspotenzial P		kg P	2.37E-03	3.05E-04	13%	2.00E-03	3.11E-03
Versauerungspotenzial		m ²	2.62E+00	8.53E-02	3%	2.46E+00	2.79E+00
Schadstoffbezogen		terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	3.73E-03	3.53E-04	9%	3.23E-03
	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	3.34E-03	1.45E-04	4%	3.09E-03	3.64E-03
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	1.20E+00	2.42E-01	20%	8.75E-01	1.77E+00
	aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	1.08E-01	5.10E-03	5%	9.91E-02	1.18E-01
	Humantoxizitätspotenzial, ohne Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	3.03E+00	4.24E-01	14%	2.48E+00	3.93E+00
	Humantoxizitätspotenzial, nur Pestizide	kg 1,4-DB-Äq.	3.67E-02	1.57E-03	4%	3.39E-02	4.01E-02

Der Vergleich des Schweizer mit dem deutschen Käse bestätigte die Schlussfolgerungen dieser Studie. Die Reihenfolge der beiden Käse zeigte sich sehr stabil und war mit Ausnahme des Ozonbildungspotenzials sowie des Humantoxizitätspotenzials ohne Pestizide für alle analysierten Umweltwirkungen in über 90 % der Fälle gleich (Abbildung 65). Nur beim Flächenbedarf, welcher bei den Resultaten keine deutlichen Unterschiede zwischen der Schweiz und Deutschland zeigte, war in der Monte-Carlo-Analyse ein deutlicher Unterschied zu sehen. Der Flächenverbrauch war in den Resultaten für Deutschland tatsächlich etwas tiefer als in der Schweiz und war nahe am Grenzwert zu einer ungünstigeren Bewertung gemäss Tabelle

65 (Anhang). Beim Ozonbildungspotenzial gab es für keines der Systeme einen eindeutigen Vorteil: In 64 % (Ozonbildungspotenzial Vegetation) resp. 59 % (Ozonbildungspotenzial Human) der Fälle lag Deutschland höher als die Schweiz, in 36 % resp. 41 % war allerdings die Schweiz höher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der deutsche Käse in diesen Umweltwirkungen mit + 3 % resp. + 2 % nur minim höher liegt als der Schweizer Käse und sich solch kleine Unterschiede bei der Variation der Eingangsparameter schnell ändern können. Demzufolge werden solche Unterschiede auch nicht als relevant beurteilt. Die in dieser Studie angewandten Grenzwerte zur Beurteilung der Relevanz der Unterschiede (siehe Tabelle 65 im Anhang) sind weiter gefasst, als es sich durch die Monte-Carlo-Analyse ergeben würde. Dies trägt dem Umstand Rechnung, dass mit dieser Unsicherheitsanalyse nur ein Teil der tatsächlichen Unsicherheit erfasst wird und diese somit höher liegen dürfte. In den Umweltwirkungen, bei denen relevante Unterschiede vorgefunden wurden, ergaben sich durch die Monte-Carlo-Analyse keine Änderungen der Aussagen. Auch in den anderen Umweltwirkungen, bei denen der Vergleich gemäss Monte-Carlo-Analyse nicht völlig eindeutig war (Humantoxizitätspotenzial, Treibhauspotenzial) befand sich der deutsche Käse gemäss den angewandten Grenzwerten im gleichen Bereich wie der Schweizer Käse. Insgesamt werden also die Aussagen der Studie durch diese punktuelle Monte-Carlo-Analyse bestätigt.

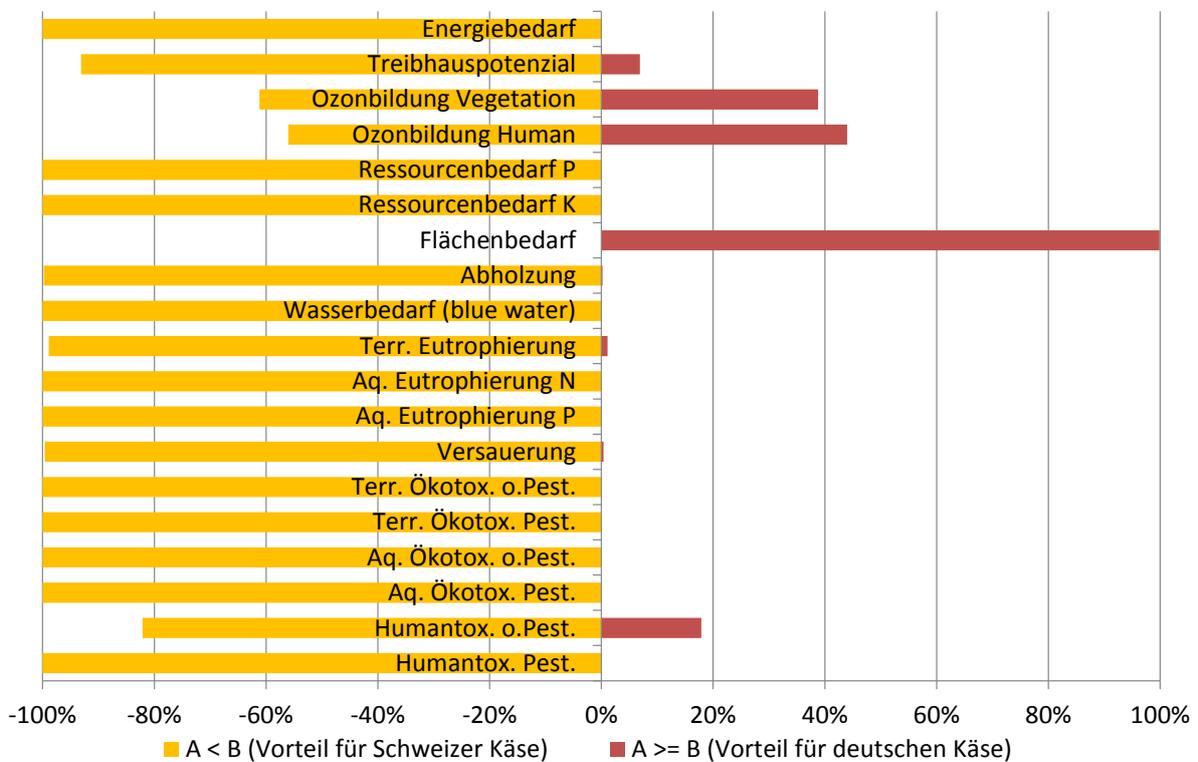


Abbildung 65: Unsicherheitsanalyse von einem Kilogramm Schweizer Käse (A) minus einem Kilogramm deutschem Käse (B). Vertrauensintervall: 95 %.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

7.1 Schlussfolgerungen

Die landwirtschaftliche Phase dominierte die Umweltwirkungen der untersuchten Produkte weitgehend, allerdings in unterschiedlichem Ausmass. Die relative Bedeutung der landwirtschaftlichen Phase und der nachgelagerten Stufen hängt von mehreren Faktoren ab:

- Höhe der Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion pro Produkteinheit: Bei tierischen Produkten sind diese meist höher als bei pflanzlichen. Bei Kartoffeln beispielsweise sind Umweltwirkungen der nachgelagerten Stufen bedeutend, weil die landwirtschaftliche Erzeugung vergleichsweise geringe Umweltwirkungen pro Kilogramm verursacht, während die nachgelagerten Stufen bei Käse nur eine geringe Rolle spielen.
- Verarbeitungsgrad: Mit zunehmender Komplexität der Verarbeitung steigen die Umweltwirkungen der nachgelagerten Stufen. Die absoluten Werte für die Käseherstellung beispielsweise liegen höher als jene für Transporte und Lagerung von Kartoffeln oder für die Verarbeitung von Futtergerste.
- Transporte: Flugtransporte sind mit sehr hohen Umweltwirkungen verbunden und fallen stark ins Gewicht. Die Umweltwirkungen der Transporte hängen von der Entfernung des Produktionslandes und der Wahl des Transportmittels ab. Der prozentuale Anteil der Transporte an den gesamten Umweltwirkungen ist bei jenen Produkten am höchsten, welche tiefe Umweltwirkungen pro Produkteinheit aufweisen, wie bei den Kartoffeln.
- Ort der Verarbeitung (im In- oder Ausland): Bei der Milchverarbeitung zu Käse sind durch den unterschiedlichen Strommix deutliche Unterschiede zwischen den Ländern zu erkennen. Der Strommix in der Schweiz ist mit weniger CO₂-Emissionen verbunden als etwa jener in Deutschland oder in Italien.

Ein systematischer Vorteil der Schweizer Produkte aus Umweltsicht, sowohl auf Stufe Hoftor als auch auf Stufe Verkaufsstelle, resultierte beim Wasserbedarf und der Abholzung von schützenswertem Wald oder Buschland. Dagegen war der Flächenbedarf bei den Schweizer Produkten aufgrund der tieferen Erträge meist höher.

Auf Stufe Hoftor war Milch aus der Schweiz als einziges der untersuchten Produkte fast ausschliesslich günstiger oder ähnlich zu bewerten gegenüber den Importen, nämlich aufgrund der günstigen Standortbedingungen (gutes Graswachstum) und des geringen Kraffuttereinsatzes. Schweizer Rindfleisch war je nach Umweltwirkung unterschiedlich einzuordnen. Beim Vergleich mit einem französischen Mutterkuhsystem war allerdings eine eindeutige Tendenz festzustellen: Hier war Schweizer Rindfleisch durchgängig ähnlich oder günstiger zu bewerten. Generell waren bei den tierischen Produkten auf Stufe Hoftor die Unterschiede zwischen den Ländern in den einzelnen Umweltwirkungen deutlicher als bei den pflanzlichen. Weizen und Gerste aus der Schweiz schnitten beim Wasserbedarf günstiger, bei den übrigen Umweltwirkungen jedoch ähnlich oder ungünstiger ab als die anderen Herkunftsländer, wobei Schweizer Gerste etwas besser abschnitt als Schweizer Weizen. Kartoffeln waren im Vergleich zum Anbau in den anderen Ländern günstiger zu bewerten als die Getreide. Vor allem Kartoffeln aus den Niederlanden schnitten bezüglich der nährstoffbezogenen Umweltwirkungen deutlich ungünstiger ab als jene aus den anderen Ländern.

Auf Stufe Verkaufsstelle überwogen bei den Kartoffeln die Umweltvorteile der inländischen Produktion deutlich, und zwar aufgrund der Transportdistanzen. Hier hatten also die nachgelagerten Stufen einen entscheidenden Einfluss. Unterschiede im Anbau von Getreide wurden durch die Transporte und Verarbeitung vielfach relativiert, sodass vor allem bei Brot die verschiedenen Herkunftse nicht mehr so deutlich ins Gewicht fielen wie bei der Bewertung bis zum Hoftor. Bei Rindfleisch verschlechterten sich die Importe gegenüber der Schweizer Herkunft leicht. Schlussfolgern konnte man aber dennoch, dass das vorherrschende Produktionssystem (Mutterkuhhaltung oder Grossviehmast, intensive oder extensive Produktion) die meisten untersuchten Umweltwirkungen stärker beeinflusste als das Herkunftsland. Die Bewertung von Käse folgte derjenigen der Milch, das heisst, die Umweltwirkungen von Schweizer Käse waren gleich oder tiefer als die von importiertem Käse.

Deutliche Umweltvorteile der Schweizer Produktion gegenüber Importen ergaben sich also bei Käse, nämlich aufgrund der günstigen Standortbedingungen (gutes Graswachstum) und des geringen Kraftfuttereinsatzes, und bei Kartoffeln, hier aufgrund der kurzen Transportwege.

7.2 Empfehlungen

In der Landwirtschaft ist auf eine standortangepasste Produktion zu achten. Gute Standorte, deren Böden ein hohes Ertragspotenzial aufweisen, eignen sich besonders für eine produktive Landwirtschaft. Dabei dürfen natürlich die Vorgaben zum Schutz der natürlichen Ressourcen wie Boden und Biodiversität nicht ausser acht gelassen werden. An Standorten mit tiefem Ertragspotenzial sollte zunächst geprüft werden, ob eine andere Nutzung mit hohem Potenzial möglich ist. Ansonsten wäre eine extensive Nutzungsform zu bevorzugen, bei der Ökosystemleistungen stärker gewichtet werden als die eigentliche Produktion. Die Schweiz hat gutes und hochwertiges Grasland. Dessen Verwertung mittels Tierproduktion und der daraus resultierende tiefere Kraftfutterbedarf bringt Vorteile, die hervorgehoben werden dürfen.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Einhaltung von ÖLN-Vorgaben bei der Schweizer Produktion allein noch keine Gewähr für ein deutlich günstigeres Umweltprofil im Vergleich zu anderen Ländern ist, da auch andere Faktoren wie die Mechanisierung, die Auswahl von Pestizidwirkstoffen und die Flächenerträge eine Rolle spielen. Die Ziele, die in der Qualitätsstrategie formuliert wurden („Qualitätsführerschaft durch nachhaltige, umwelt- und tiergerechte Produktion von sicheren Lebensmitteln“) werden bezüglich Umwelt für die untersuchten Produkte nur bei der Milch erreicht. Die Konkurrenz im Ausland verbessert sich stetig, weshalb weitere Anstrengungen erforderlich sind, um diese Qualitätsführerschaft wirklich zu erreichen. Es wäre zu prüfen, ob eine stärkere Differenzierung der Vorgaben z.B. nach Regionen oder Betriebstypen oder Ertragspotenzial des Standorts Vorteile brächte. Bei zwei hier untersuchten Massnahmen wurde Verbesserungspotenzial ermittelt: bei der Extenso-Produktion und bei der graslandbasierten Milch- und Fleischproduktion. Hier sind begleitende Massnahmen erforderlich, um die Effizienz dieser Produktionsformen zu erhöhen, damit die Vorteile bezüglich der Umwelt auch voll zum Tragen kommen.

Die Öko-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion zu verbessern bedeutet, dass mehr oder in besserer Qualität produziert wird, ohne die Umweltwirkungen zu erhöhen, oder dass bei gleichbleibender Produktion weniger Umweltwirkungen entstehen. Diesbezüglich gibt es verschiedene Bestrebungen in Richtung einer ökologischen Intensivierung, die es konsequent umzusetzen gilt. Bestehende Ziele bzw. Massnahmen, welche die Antriebskräfte („driving force“) betreffen, wie die Nährstoffbilanz oder der Pestizideinsatz, sollten durch quantitative Impact-Ziele auf Stufe Betrieb wie die Emission von Treibhausgasen oder von Stickstoff und Phosphor und durch eine systematische Erfolgskontrolle überprüft werden.

In den nachgelagerten Stufen gilt es in erster Linie, die Umweltbelastungen durch Transporte zu reduzieren. Möglichst kurze Distanzen sind anzustreben. Auch bei der inländischen Produktion gibt es diesbezüglich Spielraum. Bei längeren Distanzen sind die Transportmittel nach folgenden Prioritäten auszuwählen: 1. Schiffftransport, 2. Bahntransport, 3. Strassentransport. Flugtransporte sind zu vermeiden. Bei der Verarbeitung, Verpackung oder Lagerung gibt es ebenfalls Anpassungsspielraum. Allerdings ist konsequent darauf zu achten, dass durch solche Massnahmen nicht die Menge von Abfällen erhöht wird, beispielsweise durch geringere Haltbarkeit. Die Verminderung von Abfällen auf allen Stufen ist eine wichtige Massnahme zur Verbesserung der Öko-Effizienz. Je später in der Wertschöpfungskette diese Abfälle entstehen, umso stärker wirken sie sich aus.

7.3 Forschungsbedarf

Damit die Qualitätsführerschaft im Bereich Umwelt und Nachhaltigkeit umgesetzt werden kann, müssen die Produktionssysteme konsequent bezüglich ihrer Nachhaltigkeit weiterentwickelt und optimiert werden. Dazu bedarf es solider wissenschaftlicher Grundlagen, welche zur Zeit noch erhebliche Lücken aufweisen. In verschiedenen Fachgebieten ist sehr viel Know-How vorhanden. Dieses gilt es zu einem Gesamtsystem zu kombinieren, welches im Hinblick auf die Verbesserung der Nachhaltigkeit noch deutlich optimiert werden kann.

Diese Studie liefert wichtige Grundlagen für den Vergleich einzelner Produkte aus dem In- und Ausland unter heutigen Bedingungen. Die Wirkungen veränderter Warenströme können hingegen nicht abgebildet werden, denn diese könnten die Struktur der Produktion in der Schweiz massgeblich verändern. Ausserdem können durch Klimaänderung, die Dynamik des Landwirtschaftssektors im In- und Ausland oder geänderte weltwirtschaftliche Rahmenbedingungen wesentlich andere Voraussetzungen geschaffen werden, unter denen die vorliegenden Ergebnisse nicht mehr anwendbar wären. Es braucht daher Ansätze zur Entwicklung nachhaltiger Nutzungsstrategien für die begrenzten Ressourcen Land, Wasser, Nährstoffe und Energie im In- und Ausland, welche die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche sowie die Wirkungen von Importen und Exporten berücksichtigen.

Schliesslich hat diese Studie gezeigt, dass es schwierig ist, vergleichbare Daten für verschiedene Länder im genügenden Detaillierungsgrad für einen systematischen Vergleich zu erhalten. Trotz beträchtlichem Aufwand für die Datenerhebung waren zahlreiche Annahmen notwendig, und es verbleiben Unsicherheiten bei den Aussagen. Die bestehenden Statistiken wie EUROSTAT, FADN oder FAOSTAT sind für aussagekräftige Vergleiche im Umweltbereich nicht genügend detailliert. Dafür sind international koordinierte und umfassende Betriebsnetze in verschiedenen europäischen Ländern notwendig, welche landwirtschaftliche Produktionsdaten nach der gleichen Methodik erheben.

8 Literatur

- Agridea, 2006. Deckungsbeiträge, Ausgabe 2006. Agridea, Lindau/Lausanne, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick.
- Agridea, 2011. Deckungsbeiträge, Ausgabe 2011. Agridea, Lindau/Lausanne, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick.
- Alig, M., Grandl, F., Mieleitner, J., Nemecek, T., Gaillard, G., 2012: Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Arbeitsgruppe Auswertung BZA Bullenmast, 2011. Braun- und Fleckviehbullen dominieren. LAND & Forst 4/2011.
- Baur, P., Nitsch, H., 2013. Umwelt- und Tierschutz in der Landwirtschaft: Ein Vergleich der Schweiz mit ausgewählten europäischen Ländern unter besonderer Berücksichtigung des Vollzugs. Agrofutura, Frick, von Thünen Institut, Braunschweig (D), Interface Politikstudien Forschung Beratung, Luzern.
- BGR, 2007a. Bodenarten der Böden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- BGR, 2007b. Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- BGR, 2013. Fachinformationssystem Bodenkunde, Karte Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover. Internet: http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Geodatenmanagement/Geoviewer/geoviewer_node.html; zuletzt abgerufen: 07.08.2013.
- BLW, 2004. Agrarbericht 2004. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2005. Agrarbericht 2005. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2006. Agrarbericht 2006. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2009a. Agrarbericht 2009. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2009b. Qualitätsstrategie für die Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2010. Land- und Ernährungswirtschaft 2025. Diskussionspapier des Bundesamtes für Landwirtschaft zur strategischen Ausrichtung der Agrarpolitik. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2012. Agrarbericht 2012. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW, 2013: Agrarbericht 2013. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BMELV, 2011. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bundesrepublik Deutschland 2011. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- BMJ, 2006: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. In der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist. Bundesministerium der Justiz, Deutschland.
- Brade, W., Flachowsky, G., 2007. Rinderzucht und Rindfleischerzeugung - Empfehlungen für die Praxis. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 313.
- BVL, 2013: Pflanzenschutzmittelverzeichnis 2013. Teil 1: Ackerbau - Wiesen und Weiden - Hopfenbau - Nichtkulturland. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig.
- Carrouée B., Ballot R., Baranger E., Berrodier M., Berthet M., Blondon A., Bonnin E., Cellier P., Cohan J.-P., Colbach N., Chezelles E.d., Devaux P., Deytieux V., Dubois G., Flenet F., Geloën M., Guerin F., Hayer F., Hellou G., Henault C., Huet P., Jeuffroy M.-H., Killmayer M., Kormann G., Laville P., Montagnier C., Nemecek T., Rettel C., Rocton L., Sauzet G., Schneider A., Tailleur A., Vivier C., 2012. Amélioration des performances économiques et environnementales de systèmes de culture avec pois, colza et blé - rapport final. UNIP, CETIOM, ARVALIS, INRA, Chabre d'agriculture de Mayenne, de Moselle, de la Nièvre, de l'Yonne, ART, ESA Angers.

- CBS Statistics Netherlands, 2012. Arable crops; production, to region. CBS StatLine, Den Haag. Internet: <http://statline.cbs.nl/statweb/?LA=en>; zuletzt abgerufen: 22.11.2013.
- Cederberg, C., Meyer, D. und Flysjö, A., 2009. Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report No 792.
- Dalgaard R., Halberg N., Kristensen I.S., Larsen I., 2003. An LC inventory based on representative and coherent farm types. In: Halberg, N. (Hrsg.): Life cycle assessment in the agri-food sector. Proceedings of the 4th International Conference, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark. Danish Institute of Agricultural Sciences, DIAS report 61, S. 98-106.
- de Faccio Carvalho, P.C., 2006. Country Pasture/Forage Resource Profiles: Brazil. Internet: www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/Brazil/brazil.htm; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- de Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128:1-11.
- Deblitz, C., Brömmer, J., Brüggemann, D., 2008. Beef production in Germany - production systems and their spatial distribution. *vTI Agriculture and Forestry Research* 58(1/2): 29-44.
- DESTATIS, 2010: Struktur der land- und forstwirtschaftl. Betriebe. Statistisches Bundesamt, GENESIS-Online-Datenbank. Internet: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>; zuletzt abgerufen: 18.03.2013.
- DESTATIS, 2012: Bodennutzung und Ernte. Statistisches Bundesamt, GENESIS-Online-Datenbank. Internet: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>; zuletzt abgerufen: 22.11.2013.
- EC-JRC-IES, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. First Edition March 2010. Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- ecoinvent Centre, 2010. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Internet: www.ecoinvent.org/documentation/reports/; zuletzt abgerufen:
- ecoinvent Centre, 2013. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V3.01. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Internet: <http://www.ecoinvent.org>; Zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.
- Euclides Filho, K., 2000. Cross-breeding strategies for beef cattle production in Brazil. In: Galal, S., Boyazoglu, J., Hammond, K. (Hrsg.): Developing Breeding Strategies for Lower Input Animal Production Environments. ICAR Technical Series No. 3.
- Europäische Kommission, 2013: Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Konsultative Mitteilung zur nachhaltigen Verwendung von Phosphor. Europäische Kommission, Brüssel.
- EZV, 2011. Datenbank Swiss-Impex. Eidgenössische Zollverwaltung (EZV), Bern. Internet: www.swiss-impex.admin.ch; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- FADN, 2013. FADN public database. Farm Accounting Data Network. Internet: <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/database>; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- Fantin, V., Pegreffi, R., 2009. Studio di Life Cycle Assessment (LCA) del Latte Alta Qualità a marchio COOP. Centro Ricerche Bologna (ENEA). Interner Bericht.
- FAO, 2013. FAOSTAT. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Statistics Division, Rom. Internet: <http://faostat.fao.org/>; zuletzt abgerufen: 30.08.2013.
- Ferraz, J.B.S., de Felício, P.E., 2010. Production systems - An example from Brazil. *Meat Science* 84: 238-243.
- Flisch, R., Charles, R., Richner, W., 2009. GRUDAF 2009. Grundlage für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16(2).
- Freiermuth, R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.
- Foster C., Green K., Bleda M., Dewik P., Evans B., Flynn A. & Mylan J., 2006. Environmental impacts of food production and consumption: a report for the Department for Environment, Food and Rural Affairs. DEFRA, London, 199 p.

- Gaillard G., Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensioanbaus von Getreide und Raps. *Agrarforschung* 9: 490-495.
- Gaillard, G., Nemecek, T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: International Conference "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, Niederlande. AgSAP Office, Wageningen University, 134-135.
- Gerber P., Vellinga T., Opio C., Henderson B., Steinfeld H., 2010. Greenhouse gas emissions from the dairy sector - a life cycle assessment. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rom.
- Gräfe, E., Eglinski, M., 2011. Betriebswirtschaftliche Richtwerte Bullenmast. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.
- Guerci, M., Trydeman Knudsen, M., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P., Kristensen, T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* 54: 133-141.
- Guinée J.B., Gorrée 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.
- Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O., Sultana, N., 2011. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 46-58.
- Hausheer Schnider, J., 2010: Richtzahlen 2010 zur landwirtschaftlichen Buchhaltung. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. Internet: <http://www.agroscope.admin.ch/betriebswirtschaft/04362/04363/04380/index.html?lang=de>; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- 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, Copenhagen, *Environmental News*, 195 p., Available at <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemeyer J., 2010. Multi-criteria comparison of eco-toxicity models focused on pesticides. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Hrsg.): *Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari, Italien. 305-310.
- Hemme, T. (Hrsg.), 2010. IFCN Dairy Report 2010. International Farm Comparison Network, IFCN Dairy Research Center, Kiel.
- Hemme, T. (Hrsg.), 2011. IFCN Dairy Report 2011. International Farm Comparison Network, IFCN Dairy Research Center, Kiel.
- Hersener J.-L., Baumgartner D.U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., 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). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M. und Korbun, T., 2008. Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin.
- 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.
- IFA, 2013. IFADATA. International Fertilizer Industry Association. Internet: <http://www.fertilizer.org/ifa/ifadata/search>; zuletzt abgerufen: 22.11.2013.
- IINAS, 2013: GEMIS - Globales Emissions-Modell integrierter Systeme. Internet: <http://www.iinas.org/gemis-de.html>; zuletzt abgerufen: 21.11.2013.
- Institut de l'Élevage, 2009: Cas type 2b. Lait spécialisé silo fermé. En potentiel moyen. Collection références réseaux d'élevage pour le conseil et la prospective. Institut de l'élevage, Paris.

- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. und Tanabe, K. (Hrsg.): Vol. 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge/New York.
- ISO, 2006a. ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and frame-work. International Standardization Organization, Genf.
- ISO, 2006b. ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Standardization Organization, Genf.
- Izquierdo-Lopez, M.D., 2012. Internationale Wettbewerbsfähigkeit der ökologischen Rindfleischproduktion in Deutschland. Teil I: Produktion. Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau, Bonn.
- Jeanneret P., Baumgartner D.U., Knuchel R.F. & Gaillard G., 2008. A new LCIA method for assessing impacts of agricultural activities on biodiversity (SALCA-Biodiversity). In: Nemecek, T., Gaillard, G. (Hrsg.): Proceedings of the 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector - Towards a sustainable management of the Food chain. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich. S. 34-39.
- Jungbluth N., Stucki M., Leuenberger M. & Nathani C., 2011. Environmental Impacts of Swiss Consumption and Production - A combination of input-output analysis with life cycle assessment. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J. 2007: Life Cycle Inventories of Bioenergy. ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Katz, P.E., 1996. Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Dissertation ETH Zürich Nr. 11382.
- Kirchgessner, M., 1997. Tierernährung. Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. 10. Neubearbeitete Auflage, Verlagsunion Agrar, Frankfurt am Main.
- Koch P., Salou T., 2013. AGRIBALYSE®: Rapport méthodologique - Version 1.0. ADEME, Angers. Internet: <http://www.ademe.fr/agribalyse>; zuletzt abgerufen: 20.11.2013.
- Kränzlein, T., Kempen, M., Mack, G., 2007. Energiebedarf der landwirtschaftlichen Produktion in Europa: Regionale Unterschiede und Bestimmungsgründe. *Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie*, 02/07: 23-60.
- KTBL, 2006. Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07. KTBL-Datensammlung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- KTBL, 2012: Betriebsplanung Landwirtschaft 2012/2013. KTBL-Datensammlung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- LBL/SRVA, 2002. Suisse-Bilanz, Auflage 1.0, März 2002. LBL, Lindau, und SRVA, Lausanne.
- LfL, 2011. Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast. 16. Auflage, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.
- LfL, 2012. Statistik der Bayerischen Milchwirtschaft 2011. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.
- LfL, 2013: Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. Online-Rechner, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising. Internet: <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- Listorti G., Kempen M., Girardin J., Kränzlein T., 2011. Do price uncertainties affect the use of policy flexibilities? The selection of sensitive products in WTO agricultural negotiations. Proceedings of the EAAE 2011 Congress, 30. August bis 2. September 2011, ETH Zürich, Zürich.
- Meier, B., 2000. Neue Methodik für die Zentrale Auswertung der FAT. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (ehemals Agroscope FAT), Zürich/Ettenhausen.
- Menghi, A., 2011. Italy - Milk production fact sheet. In: Hemme, T. (Hrsg.): IFCN Dairy Report 2011. International Farm Comparison Network, IFCN Dairy Research Center, Kiel. S. 114.
- Menzi, H., Frick, R. und Kaufmann, R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich.

- Mosimann, T. und Rüttimann, M., 1999, Bodenerosion selber schätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbauggebiete des zentralen Mittellandes. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Landwirtschaft, Abteilung Umwelt und Landwirtschaft des Kantons Bern, Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern, Amt für Umweltschutz und Amt für Landwirtschaft des Kantons Solothurn, Bern.
- Mouron, P., 2011. Richtzahlen 2011 zur landwirtschaftlichen Buchhaltung. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. Internet: <http://www.agroscope.admin.ch/betriebswirtschaft/04362/04363/04380/index.html?lang=de>; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- Mouron, P., 2012. Richtzahlen 2012 zur landwirtschaftlichen Buchhaltung. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. Internet: <http://www.agroscope.admin.ch/betriebswirtschaft/04362/04363/04380/index.html?lang=de>; zuletzt abgerufen: 19.11.2013.
- Mutterkuh Schweiz, 2010. Produktionsreglement für Natura-Beef® und Natura-Veal. Dokumentation Mutterkuh Schweiz, Ausgabe 2010. Mutterkuh Schweiz, Brugg.
- Mutterkuh Schweiz, 2012. Vorstand fällt Entscheide zu Markenprogrammen. Internet: [http://www.mutterkuh.ch/fileadmin/user_upload/domain1/beefcontrol/Anpassungen_Regl.____Soja-Tiercateg.____d_1-11-12_.pdf](http://www.mutterkuh.ch/fileadmin/user_upload/domain1/beefcontrol/Anpassungen_Regl.____Soja-Tierkateg.____d_1-11-12_.pdf); zuletzt abgerufen: 15.10.2013.
- Nemecek, T., Baumgartner, D.U., 2006. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations and pig feed formulas. Concerted Action GL-Pro, WP4: Environmental Analysis, final report. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Nemecek, T., Freiermuth Knuchel, R., Alig, M., Gaillard, G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Hrsg): Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari, Italien. S. 433-438.
- Nemecek, T., Gaillard, G., 2007. Reducing the complexity of environmental indicators for improved communication and management. In: Proceedings from Farming system design - an international symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, 10.-12. September 2007, Catania. Teil II: Field-farm scale.
- Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D., Gaillard, G., 2011a. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems* 104: 217-232.
- Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., Chervet, A., 2011b. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems* 104: 233-245.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL 58, Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Ecoinvent Report No. 15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., 2011c. Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Unilever-ART project no. CH-2009-0362 "Carbon and Water Data for Bio-based Ingredients": final report of phase 2: Application of the Method and Results. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., Gaillard, G., Jefferies, D., García-Suárez, T., King, H., Milà i Canals, L., 2012. Estimation of the variability in global warming potential of worldwide crop production using a modular extrapolation approach. *Journal of Cleaner Production*, 31: 106-117.
- Nguyen, T.T.H., van der Werf, H.M.G., Doreau, M., 2012. Life Cycle Assessment of three bull-fattening systems: effect of impact categories on ranking. *Journal of Agricultural Science* 150: 755-763.
- Nijdam, D., Rood, T., Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food policy* 37 (6): 760-770.
- Oberholzer, H.-R., Knuchel, R.F., Weisskopf, P., Gaillard, G., 2012. A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development* 32: 639-649.
- Oberholzer, H.-R., Weisskopf, P., Gaillard, G., Weiss, F., Freiermuth, R., 2006. Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen - SALCA-SQ. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.

- O'Neill, B., Deighton, M., O'Loughlin, B., Mulligan, F., Boland, T., O'Donovan, M., Lewis, E., 2011. Effects of a perennial ryegrass diet or total mixed ration diet offered to spring-calving Holstein-Friesian dairy cows on methane emissions, dry matter intake, and milk production. *Journal of dairy science* 94 (4), 1941-1951.
- Pfister, S., Bayer, P., Köhler, A., Hellweg, S., 2011. Environmental impacts of water use in global crop production: Hotspots and trade-offs with land use. *Environmental Science and Technology* 45: 5761-5768.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science and Technology* 43: 4098-4104.
- Prasuhn, V., 2006. Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.
- Reidy, B., Menzi, H., 2006. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 bis 2000 mit Hochrechnungen bis 2003. Technischer Schlussbericht. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft Zollikofen, Bern.
- Reinhardt, G., Gärtner, S., Münch, J., Häfele, S., 2009. Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel: Energie- und Klimabilanzen. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.
- Reuillon, J.-L., 2011. France - Milk production fact sheet. In: Hemme, T. (Hrsg.): IFCN Dairy Report 2011. International Farm Comparison Network, IFCN Dairy Research Center, Kiel, Deutschland.
- Richner, W., Oberholzer, H.-R., Freiermuth, R. und Walther, U., 2010. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen - SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Version 2.0. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G., Plassmann, K., Sim, S., King, H., Canals, L.M.I., 2010. MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15: 842-854
- Rossier, D., Gaillard, G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs - Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Schriftenreihe der FAL 53, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich.
- SBV, 2009. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg.
- SBV, 2011. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg.
- Schmid, A., 2010. Carbon Footprint von Schweizer Käse. Bachelor-Thesis, Studienrichtung Food Science & Management, Schweizer Hochschule für Landwirtschaft SHL Zollikofen, Bern.
- Schröder-Merker, E., 2011. Germany - Milk production fact sheet. In: Hemme, T. (Hrsg.): IFCN Dairy Report 2011. International Farm Comparison Network, IFCN Dairy Research Center, Kiel.
- Sojanetzwerk Schweiz, 2011. Internet: www.sojanetz.ch; zuletzt abgerufen: 20.11.2013.
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet P., 2013. Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz* 4(5): 230-237.
- TSM, 2012. Jahresstatistik Milchmarkt 2011. TSM Treuhand GmbH, Bern.
- TSM, 2013. Nationale Datenbank Milch DBMilch.ch. TSM Treuhand GmbH, Bern. Internet: www.dbmilch.ch; zuletzt abgerufen: 06.11.2013.
- Verband deutscher Mühlen, 2014. Anbauggebiete. <http://www.muehlen.org/rohstoffe/anbauggebiete/>, abgerufen am 31.3.2014.
- Veysset, P., 2013. Beef production in France: economic and environmental performances of suckler-cattle farms. Book of Abstracts of the 64th Annual Meeting of the European Federation of Animal Science No. 19 (2013), 26. - 30. August 2013, Nantes. Wageningen Academic Publishers, Wageningen. S. 197.
- Walther, U., Ryser, J.-P., Flische, R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2001. *Agrarforschung* 8(6).

-
- Webb, J., Williams, A.G., Hope, E., Evans, D. und Moorhouse, E., 2013. Do foods imported into the UK have a greater environmental impact than the same foods produced within the UK? *International Journal of Life Cycle Assessment* 18: 1325-1343.
- Weber, M., Schild, A., 2007. Stand der Bewässerung in der Schweiz. Bericht zur Umfrage 2006. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- Weiss, F., Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture Ecosystems & Environment* 149: 124-134.
- Wiegmann, K., Eberle, U., Fritsche, U., Hünecke, K., 2005. Umweltauswirkungen von Ernährung - Stoffstromanalysen und Szenarien. Diskussionspapier Nr. 7, Öko-Institut e.V., Darmstadt.
- Williams, A.G., Pell, E., Webb, J., Tribe, E., Evans, D., Moorhouse, E., Watkiss, P., 2008. Comparative Life Cycle Assessment of Food Commodities Procured for UK Consumption through a Diversity of Supply Chains - Final Report. Department for Environment Food and Rural Affairs, London.
- WUR, 2012: KWIN-AGV 2012. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. Wageningen UR, Lelystad.

9 Anhang

9.1 Mitglieder des Projektteams, der Projektoberleitung, der Begleitgruppe und weitere konsultierte Experten

Projektteam

Alig Martina	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Badertscher Ruth	BLW
Barth Lukas	BLW
Bystricky Maria	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
de Loriol Arnaud	BLW
Gaillard Gérard	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Grandl Florian	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Hayer Frank	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Kränzlein Tim	BLW
Meister Monika	BLW
Mieleitner Johanna	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Nemecek Thomas	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Projektoberleitung

Chavaz Jacques	BLW
Kohli Dominique	BLW
Winzeler Michael	Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Begleitgruppe

Bucher Heiri	Proviande
Cabernard Bruno	Coop Genossenschaft
Gygax Jacques	Fromarte
Hagenbuch Stefan	SMP
Kammer Bernhard	Migros Genossenschaft
Meier Urs	Swiss Beef
Perrin Pierre-Yves	SGPV
Rothen Fritz	IP-Suisse
Rüegger Andreas	SwissPatat
Rufer Martin	Schweizerischer Bauernverband
Sonderegger Olivier	SwissGranum
Vogt Urs	Mutterkuh Schweiz
Willimann Markus	VMI

Expertenkonsultation

Weizen/Gerste:	Levy Häner Lilia	Agroscope ACW
	Perrin Pierre-Yves	SGPV
	Rothen Fritz	IP-Suisse
	Scheuner Stephan	SwissGranum
Kartoffeln:	Hebeisen Thomas	Agroscope ART
	Heller Christine	SwissPatat
	Keiser Andreas	HAFL
	Zurflüh Matthias	SwissCofel
Rindfleisch:	Dufey Pierre-Alain	Agroscope ALP
	Flückiger Daniel	Mutterkuh Schweiz
	Gafner Karin	Proviande
	Meier Urs	Swiss Beef
Milch/Käse:	Hagenbuch Stefan	SMP
	Michel Pellaux	VMI
	Reidy Beat	HAFL
	Schnebli Kurt	Fromarte
	Schori Fredy	Agroscope ALP

9.2 Anhang zu Kapitel 2

Tabelle 64: Inventare aus der Datenbank AGRIBALYSE® (Koch & Salou 2013), deren Produktionsdaten für die Erstellung der französischen Inventare in dieser Studie verwendet wurden.

	Name AGRIBALYSE französisch	Name AGRIBALYSE englisch
Brotweizen	Blé tendre, conventionnel – Moyenne nationale (France), sortie champ	Soft wheat grain, conventional, national average, at farm gate
Futtergerste	Orge fourragère, conventionnelle – Moyenne nationale (France), sortie champ	Forrage barley, conventional, national average, at farm gate
Speisekartoffeln	Pomme de terre, conventionnelle, mix de variétés – Moyenne nationale (France), sortie champ	Ware potato, conventional, variety mix, national average, at farm gate
Milch – provisorisches Inventar	Bovin lait – lait de vache Spécialisé de plaine - Maïs (>30% de maïs/surface fourragère) - Conventionnel	Noch nicht vorhanden
Rindfleisch – provisorisches Inventar	Bovin allaitant - Engraissement de taurillon - Elevage allaitant naisseur engraisseur - Région Pays de la Loire - race Charolaise - semi intensif	Noch nicht vorhanden

Tabelle 65: Grenzwerte für die Beurteilung von Unterschieden zwischen den Systemen.					
	Sehr günstig	Günstig	Ähnlich	Ungünstig	Sehr ungünstig
Pflanzliche Produkte					
Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	<67 %	67 %-86 %	86 %-117 %	117 %-150 %	>150 %
Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	<50 %	50 %-75 %	75 %-133 %	133 %-200 %	>200 %
Schadstoffbezogene Umweltwirkungen	<40 %	40 %-67 %	67 %-150 %	150 %-250 %	>250 %
Tierische Produkte					
Ressourcenbezogene Umweltwirkungen	<77 %	77 %-91 %	91 %-110 %	110 %-130 %	>130 %
Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	<63 %	63 %-83 %	83 %-120 %	120 %-160 %	>160 %
Schadstoffbezogene Umweltwirkungen	<53 %	53 %-77 %	77 %-130 %	130 %-190 %	>190 %

9.3 Anhang zu Kapitel 3

Tabelle 66: Standortparameter für die Eingabe in SALCAcrop, benötigt für Weizen, Gerste und Kartoffeln.

Bezeichnung SALCAcrop	Schweiz ¹⁾	Deutschland	Frankreich	Niederlande
Tongehalt (%)	20	23 ²⁾	15 ⁷⁾	65 ⁸⁾
Humusgehalt (%)	2	3 ³⁾	2 ⁷⁾	2 ⁹⁾
Bodenart/ durchlässigkeit (Sand, Lehm, Schluff, Ton)	Lehm	Lehm ²⁾	Lehm ⁷⁾	Ton ¹⁰⁾
Hangneigung (%)	5	3 ⁴⁾	3 ⁷⁾	3 ⁴⁾
Dichte des Bodens (kg/m ³)	1'300	1'300 ⁴⁾	1'300 ⁴⁾	1'300 ⁴⁾
Gründigkeit (cm)	80	80 ⁴⁾	80 ⁴⁾	80 ⁴⁾
Sickerwasseranfall (300 - 600 l/(m ² a))	450	300 ⁵⁾	450 ⁷⁾	450 ⁴⁾
Winterniederschläge (Okt.-Mrz.; mm)	433	326 ⁶⁾	336 (Getreide), 286 (Kartoffeln) ⁷⁾	430 ¹¹⁾

Parameter, für die der SALCA-Defaultwert in allen Ländern übernommen wird:

Hangform (verteilend, gleichmässig, konzentrierend, Mulde)

P-Versorgungsklasse (A, B, C, D, E) → Es wird überall „C“ angenommen

Drainage (ja/nein) → „nein“

Fliessstrecke (in m) → „unbekannt“

Distanz zum Einleiter (in m) → „unbekannt“

Fremdwasserzufluss (ja/nein) → „nein“

Hangwasseraustritt (ja/nein) → „nein“

Risikoklasse Auswaschungsgefährdung für P → „unbekannt“

Risikoklasse Abschwemmungsgefährdung für P → „unbekannt“

Angaben zu Erosionsrinnen vorhanden? (ja/nein) → „nein“

Erosionsrinnen: Häufigkeit (nie; jährlich, zweijährlich, alle 3 Jahre; alle 4-5 Jahre; seltener als alle 5 Jahre) → „nie“

Erosionsrinnen: Tiefe (in cm) → „0“

Erosionsrinnen: mehrheitlich gleich breit wie tief; breiter als tief → „gleich breit wie tief“

Erosionsrinnen: Anzahl Rinnen = mehrere? (ja/nein) → „nein“

Quellen: ¹⁾SALCA-Inventare für Winterweizen, Wintergerste, Kartoffeln, Talregion; ²⁾BGR (2007a); ³⁾BGR (2007b);

⁴⁾Default-Wert SALCAcrop; ⁵⁾BGR (2013); ⁶⁾Deutscher Wetterdienst, Mittelwert von 21 Wetterstationen aus dem

hauptamtlichen Messnetz, die innerhalb von Bayern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen in den Landkreisen mit

der meisten Ackerfläche liegen (Hauptanbaugebiete für Weizen, Gerste und Kartoffeln); ⁷⁾CASDAR-Datenbank

(Carrouée *et al.*, 2012); ⁸⁾Eigene Schätzung für Tonboden; ⁹⁾Wert von Frankreich übernommen; ¹⁰⁾WUR (2012);

¹¹⁾KNMI, Ministerie van Infrastructuur en Milieu; Werte für Distrikte der Südwest-Niederlande.

Tabelle 67: Anteile verschiedener Kulturgruppen an der Ackerfläche bzw. der Fruchtfolge für die Eingabe in SALCAcrop, benötigt für Weizen, Gerste und Kartoffeln.

Kulturgruppe	Schweiz ¹⁾	Deutschland ²⁾	Frankreich ³⁾	Niederlande ⁵⁾
	Anteil an der Ackerfläche (%)			
Kunstwiese und Grünbrache	31.9	7.7	19.6	20.5
Wintergetreide und Raps	31.5	56.0	47.8	14.7
Mais	15.3	17.0	16.9	27.5
Ackergemüse	2.3	1.0	1.2	2.7
Zwischenkultur	26.6	10.9	10.9 ⁴⁾	10.9 ⁴⁾

Quellen: ¹⁾BLW (2009a, 2011), Wintergetreide: SBV (2009, 2011) ; ²⁾Statistisches Bundesamt/GENESIS-Online (<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>); ³⁾AGRESTE/Données en ligne DISAR (<http://acces.agriculture.gouv.fr/disar/faces/>); ⁴⁾Wie Deutschland; ⁵⁾CBS Statistics Netherlands (2013)

Tabelle 68: Terrestrische Ökotoxizität beim Anbau von Winterweizen, Beitrag verschiedener Pestizidwirkstoffe. Einheit: kg 1,4-DB-eq./kg.

Wirkstoff	Schweiz		Deutschland	Frankreich
	Nicht-extenso	Extenso		
Difenoconazol	3.68E-06	4.45E-06	7.85E-06	1.20E-07
Diflufenican	2.26E-04	2.10E-04	2.04E-04	2.18E-05
Epoxiconazol	4.31E-06		8.43E-06	5.93E-06
Esfenvalerat			6.58E-04	
Fenpropidin	5.35E-05		1.09E-05	
Florasulam		2.56E-06	4.89E-06	5.52E-06
Fluquinconazol			1.78E-06	7.20E-06
Iodosulfuron			9.07E-07	7.73E-06
Isoproturon	8.39E-04	7.24E-04	5.25E-04	2.52E-04
Lambda-cyhalothrin			3.79E-05	6.15E-06
Metconazol			3.29E-06	3.78E-06
Pendimethalin	1.55E-05	9.02E-06	1.06E-05	
Picoxystrobin				6.48E-06
Pirimicarb	1.35E-10	1.46E-10	1.66E-05	9.11E-06
Prochloraz	1.48E-04		7.18E-05	5.21E-04
Propiconazol	4.20E-06		3.44E-06	2.39E-06
Spiroxamine	2.95E-04		2.93E-04	
Tebuconazol	1.85E-05	1.87E-06	1.54E-05	9.97E-07
Tribenuron	6.22E-08	1.06E-05		
Fungizid (unspezifiziert)	1.40E-05		1.22E-06	3.96E-07
Pestizid (unspezifiziert)	1.79E-05	2.94E-06	2.24E-05	2.80E-05
Sonstige Wirkstoffe	1.32E-05			1.27E-05
Nicht-Pestizide (v.a. Schwermetalle)	5.37E-04	5.61E-04	1.55E-03	1.40E-04

Tabelle 69: Terrestrische Ökotoxizität beim Anbau von Wintergerste, Anteile verschiedener Pestizidwirkstoffe. Einheit: kg 1,4-DB-eq./kg.

Wirkstoff	Schweiz		Deutschland	Frankreich
	Nicht- extenso	Extenso		
Azoxystrobin	2.06E-05		1.24E-05	5.82E-06
Chlorotoluron	1.52E-03	8.34E-05	9.48E-04	9.83E-05
Cyproconazol	1.88E-05	1.45E-06	1.18E-05	3.45E-08
Diflufenican	1.80E-04	3.20E-04	2.36E-04	3.40E-04
Epoxiconazole	4.07E-06		2.44E-06	4.08E-06
Fenpropidin	2.92E-05		1.75E-05	2.02E-05
Isoproturon	8.65E-04	8.84E-04	8.73E-04	8.65E-04
Lambda-cyhalothrin				2.21E-05
Pendimethalin	7.20E-05	5.11E-05	6.36E-05	2.63E-05
Spiroxamine	1.85E-04		1.11E-04	1.99E-04
Tebuconazole	1.06E-05		6.36E-06	5.86E-06
Fungizid (unspezifiziert)	1.96E-05		1.17E-05	1.00E-06
Pestizid (unspezifiziert)	2.28E-05	3.04E-05	2.58E-05	1.42E-05
Sonstige Wirkstoffe	6.72E-06	3.75E-06	5.53E-06	1.91E-05
Nicht-Pestizide (v.a. Schwermetalle)	6.47E-04	7.05E-04	6.70E-04	1.71E-03

Tabelle 70: Terrestrische Ökotoxizität beim Anbau von Kartoffeln, Anteile verschiedener Pestizidwirkstoffe. Einheit: kg 1,4-DB-eq./kg.

Wirkstoff	Schweiz	Deutschland	Frankreich	Niederlande
Diquat	4.07E-03	2.12E-03	3.04E-03	5.64E-03
Esfenvalerat				1.91E-04
Fluazinam	4.56E-06	9.44E-06	2.45E-06	1.37E-05
Linuron	7.28E-04	7.79E-04	6.99E-04	4.43E-04
Prosulfocarb	1.72E-05	9.51E-06	3.30E-05	1.46E-05
Fungizid unspezifiziert	9.99E-06	3.98E-05	2.81E-07	6.82E-06
Sonstige Wirkstoffe	2.36E-05	2.29E-05	1.07E-05	3.55E-05
Nicht-Pestizide (v.a. Schwermetalle)	5.42E-05	3.19E-04	-3.29E-06	2.35E-04

9.4 Anhang zu Kapitel 4

Betriebstyp	Region	Landbauform
21 Verkehrsmilch	Tal	ÖLN
21 Verkehrsmilch	Tal	Bio
21 Verkehrsmilch	Hügel	ÖLN
21 Verkehrsmilch	Hügel	Bio
21 Verkehrsmilch	Berg	ÖLN
21 Verkehrsmilch	Berg	Bio
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau	Tal	ÖLN
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau	Tal	Bio
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau	Hügel	ÖLN
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch	Tal	ÖLN
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch	Tal	Bio
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch	Hügel	ÖLN

Tabelle 72: Tierbestand aufgeteilt nach Milchvieh, übriges Rindvieh, Schweine und übrige Tiere der Verkehrsmilchbetriebe. GVM: Grossviehmast; KM: Kälbermast, Sa: Sauen; MS: Mastschweine; P: Pferde; LH: Legehennen; MP: Mastpoulets; Sc: Schafe; Z: Ziegen

Modellbetrieb	Bestand Milchkühe	Bestand übriges Rindvieh	Bestand Schweine	Bestand übrige Tiere
21 Verkehrsmilch Tal ÖLN	22.5	0.5 GVM 1.4 KM	0.7 Sa 3 MS	0.2 P 20 LH
21 Verkehrsmilch Tal Bio	19.6	0.2 GVM 0.2 KM	0.7 Sa 1.8 MS	0.2 P 20 LH 25 MP
21 Verkehrsmilch Hügel ÖLN	17.5	0.8 KM	0.7 S 3 MS	P 1 Sc
21 Verkehrsmilch Hügel Bio	17.1	0.2 GVM 0.1 KM	0.2 Sa 1.8 MS	0.2 P 1.7 Sc 10 LH 25 MP
21 Verkehrsmilch Berg ÖLN	14.5	0.3 KM	0.2 Sa 1.8 MS	0.2 P 0.6 Sc 0.5 Z 10 LH
21 Verkehrsmilch Berg Bio	14.6	0.2 GVM	0.2 Sa 2.4 MS	P 1.1 Sc 1.5 Z 10 LH
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Tal ÖLN	20.1	0.8 GVM 0.4 KM	0.5 Sa 4.2 MS	0.1 P 10 LH
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Tal Bio	20.2	1.1 GVM	2.4 MS	0.6 Sc
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Hügel ÖLN	19.9	0.2 GVM 0.8 KM	0.5 Sa 1.8 MS	0.6 Sc
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Tal ÖLN	22.4	1.3 GVM 1 KM	0.5 Sa 2.4 MS	0.1 P 0.6 Sc 10 LH
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Tal Bio	17.8	0.5 GVM	0.5 Sa 1.8 MS	0.3 P 20 LH
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Hügel ÖLN	18.6	1.5 GVM 0.7 KM	0.7 Sa 4.8 MS	P 0.6 Sc 10 LH

Tabelle 73: Produktion pro Betrieb, Anzahl vertretene Betriebe, Output pro Betriebstyp und Anteil am Gesamtoutput pro System der ausgewählten Rindvieh-Modellbetriebe. Biobetriebe (grün) und Betriebe, welche weniger als 5 % zum Gesamtoutput an Milch beitragen (rot) wurden für die Analyse nicht berücksichtigt.

Modellbetrieb	Output pro Betrieb (kg)	Anzahl vertretene Betriebe	Output pro Betriebstyp (kg)	Anteil am Gesamtoutput der ausgewählten Modellbetriebe
21 Verkehrsmilch Tal ÖLN	143'386	2'854	409'223'644	14 %
21 Verkehrsmilch Tal Bio	106'918	443	47'364'674	2 %
21 Verkehrsmilch Hügel ÖLN	102'235	5'645	577'116'575	20 %
21 Verkehrsmilch Hügel Bio	97'458	947	92'292'726	3 %
21 Verkehrsmilch Berg ÖLN	75'467	4'987	376'353'929	13 %
21 Verkehrsmilch Berg Bio	70'333	2'033	142'986'989	5 %
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Tal ÖLN	138'948	3'777	524'806'596	19 %
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Tal Bio	127'514	89	11'348'746	0 %
51 Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau Hügel ÖLN	132'534	480	63'616'320	2 %
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Tal ÖLN	150'998	2'612	394'406'776	14 %
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Tal Bio	100'463	234	23'508'342	1 %
55 Kombiniert Andere/Verkehrsmilch Hügel ÖLN	119'103	1'430	170'317'290	6 %

Impressum

ISSN:	2296-729X
ISBN:	978-3-905667-87-5
Herausgeber:	Agroscope Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH Reckenholzstrasse 191 CH-8046 Zürich
Autoren:	Maria Bystricky, Martina Alig, Thomas Nemecek und Gérard Gaillard, Agroscope
Grafik:	Ursus Kaufmann, Agroscope
Titelbild:	Gabriela Brändle, Agroscope
Preis:	Kostenlos (nur elektronisch erhältlich, Download: www.agroscope.ch)
Copyright:	2014 Agroscope Revidierte Version Mai 2015



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope