TEXTE
129/2021

Sichtbarmachung versteckter Umweltkosten der Landwirtschaft am Beispiel von Milchproduktionssystemen

Abschlussbericht

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 129/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 11 238 0

UBA-FB000607

Sichtbarmachung versteckter Umweltkosten der Landwirtschaft am Beispiel von Milch-produktionssystemen

Abschlussbericht

von

Dr. Florian Antony, Dr. Jenny Teufel, Ran Liu
Öko-Institut e.V., Freiburg

Cuno Bieler, Daniel Sutter, Gina Spescha
INFRAS, Zürich

Dr. Wilfried Hartmann, Dr. Jan Ole Schroers
KTBL e.V., Darmstadt

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Öko-Institut e.V.
Merzhauser Str. 173
79100 Freiburg

Abschlussdatum:
Dezember 2020

Redaktion:
Fachgebiet II 2.8 Landwirtschaft
Dr. Anne Biewald, Nils-Ole Plambeck

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, September 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Sichtbarmachung versteckter Umweltkosten der Landwirtschaft am Beispiel von Milchproduktionssystemen

Die Erstellung produktbezogener Ökobilanzen, also die systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten und Produktsystemen entlang des Lebenszyklus ist eine seit über 20 Jahren etablierte und bei vielen Stakeholdern anerkannte Methode zur Bewertung der Umwelt-leistung von Produkten. Auch im Bereich landwirtschaftlicher Produktionssysteme wurde bereits vielfach die Möglichkeit genutzt, durch produktbezogene Ökobilanzen ökologische Optimierungspotenziale zu identifizieren oder aber den ökologischen Fußabdruck von Nahrungsmitteln abzubilden.

Als eine Herausforderung ist in diesem Zusammenhang zu sehen, dass die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von landwirtschaftlichen Produkten eine hohe Varianz aufweisen und aussagekräftige Quervergleiche zwischen verschiedenen Studien oft nur eingeschränkt möglich sind. Im Ergebnis liegen daher zahlreiche Forschungsergebnisse vor, die sich jedoch hinsichtlich der Qualität und Belastbarkeit stark unterscheiden. Dies kann soweit führen, dass unterschiedliche Untersuchungen zu abweichenden, sich teilweise sogar widersprechenden Ergebnissen und Schlussfolgerungen kommen. In der jüngeren Vergangenheit hat sich daher eine Diskussion über die möglichen Gründe und Ursachen für das Zustandekommen dieser Ergebnisse entwickelt. Wesentliche Eckpunkte und Erkenntnisse dieser Diskussion sind:

- Die große Bandbreite an existierenden Produktionsverfahren bzw. substanziell divergierenden Produktionsbedingungen, mit denen landwirtschaftliche Erzeugnisse hergestellt werden.
- Die Fokussierung auf den Vergleich heuristischer Kategorien, wie „konventionelle“ und „ökologische“ Landwirtschaft, die der beträchtlichen Variabilität innerhalb der jeweiligen Kategorien nicht oder nur unzureichend gerecht wird.
- Vielfach müssen Festlegungen und Annahmen getroffen werden, welche nicht oder nicht ausreichend empirisch belegt oder objektiv begründbar sind, jedoch relevant für die Ergebnisse sind.

Übergeordnete Ziel dieser Studie war es, die Möglichkeiten und Schwierigkeiten der produktbezogenen Bilanzierung und Monetarisierung der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Wertschöpfungsketten am Beispiel der Milchproduktion in Deutschland zu erörtern. Hierfür wurde eine vergleichende Ökobilanz „from-cradle-to-farmgate“ von Produkten aus konventionellen und ökologischen Milchproduktionssystemen in Deutschland erstellt. Darüber hinaus wurde im Anschluss eine ökonomische Bewertung der bilanzierten Umwelteffekte durchgeführt und die Ergebnisse dieser ökonomischen Bewertung unter anderem mit Blick auf ihre Kommunikation kritisch diskutiert.

Mit den Ergebnissen soll außerdem das Bewusstsein über versteckte Umweltkosten landwirtschaftlicher Erzeugnisse gestärkt werden.

Abstract: Title: Making hidden environmental costs of agriculture visible using the example of milk production systems

The preparation of product-related life cycle assessments, i.e. the systematic analysis of the environmental impacts of products and product systems along their life cycle, has been an established method for assessing the environmental performance of products for over 20 years and is recognised by many stakeholders. In the field of agricultural production systems, too, the possibility of identifying ecological optimisation potential through product-related life cycle assessments or of mapping the ecological footprint of foodstuffs has already been used in many cases.

One challenge in this context is that the results of the LCA of agricultural products show a high variance and meaningful cross-comparisons between different studies are often only possible to a limited extent. As a result, numerous research results are available, but they differ greatly in terms of quality and robustness. This can lead to different studies arriving at divergent, sometimes even contradictory results and conclusions. In the recent past, a discussion has therefore developed about the possible reasons and causes for the emergence of these results. The key points and findings of this discussion are:

- The wide range of existing production methods and substantially diverging production conditions with which agricultural products are produced.
- The focus on the comparison of heuristic categories, such as "conventional" and "organic" agriculture, which does not or only insufficiently do justice to the considerable variability within the respective categories.
- In many cases, definitions and assumptions have to be made which are not or not sufficiently empirically proven or objectively justifiable, but which are relevant for the results.

The overall objective of this study was to discuss the possibilities and difficulties of product-related accounting and monetarisation of the environmental effects of agricultural value chains using the example of milk production in Germany. For this purpose, a comparative life cycle assessment "from-cradle-to-farmgate" of products from conventional and organic milk production systems in Germany was prepared. In addition, an economic evaluation of the environmental effects was carried out and the results of this economic evaluation were critically discussed with regard to their communication.

The results will also be used to raise awareness about hidden environmental costs of agricultural products.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis 12
Tabellenverzeichnis 14
Abkürzungsverzeichnis 19
Zusammenfassung 21
Summary 29
1 Hintergrund und Ziel des Forschungsvorhabens 39
2 Konzept der vorliegenden Ökobilanz 40
2.1 Stand des Wissens zur ökobilanziellen Bewertung von Milchproduktionssystemen 41
3 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens 43
3.1 Ziel der Ökobilanz 43
3.2 Untersuchungsrahmen der Studie 43
3.2.1 Allgemeine Hinweise 43
3.2.2 Auswahl der zu untersuchenden Produktionssysteme 46
3.2.3 Funktion und funktionelle Einheit 51
3.2.4 Systemgrenze 53
3.2.5 Abschneidekriterien 55
3.2.6 Umgang mit Koppelprodukten und gewählte Verfahren zur Allokation 55
3.2.6.1 Implizite Allokation in den verwendeten Hintergrunddatensätzen 56
3.2.6.2 Allokation auf Ebene der untersuchten Produktsysteme 56
3.2.7 Methode für die Wirkungsabschätzung und Wirkungskategorien 58
3.2.8 Datentypen und –quellen, sowie Anforderungen an die Datenqualität 62
3.2.9 Vergleiche zwischen Systemen 65
4 Grundlage der Sachbilanz: Modellierung und Datenbasis 66
4.1 Tierhaltung 66
4.1.1 Milchkühe 67
4.1.2 Kälber 71
4.1.3 Jungviehaufzucht 72
4.2 Futtermittelbereitstellung 73
4.2.1 Ermittlung Energiebedarf 73
4.2.2 Grundfutter 75
4.2.3 Kraftfutter 86
4.2.4 Futterrationen 88

4.2.5 Flächenausstattung der Betriebsmodelle 99
4.3 Stallgebäude und dazugehörige baulichen Anlagen 101
4.3.1 Strom- und Dieselverbrauch der Milchproduktionssysteme 103
4.3.2 Wirtschaftsdüngerlager 105
4.4 Berechnung der direkten Emissionen aus Stall, Wirtschaftsdüngerlager und Weide 105
4.4.1 Berechnung der Ammoniakemissionen und indirekten Lachgasemissionen 106
4.4.2 Berechnung der direkten Lachgasemissionen 108
4.4.3 Berechnung der Methan-Emissionen aus der Verdauung, dem Stall und auf der Weide 109
4.4.4 Berechnung der Emissionen aus der Düngerausbringung 111
4.5 Berechnung des Allokationsfaktors für die Koppelproduktion von Milch und Fleisch 112
5 Durchführung der Wirkungsabschätzung und Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse . 114
5.1 Stellungnahme zur Bewertung von Wirkungsindikatorergebnissen im Rahmen der vorliegenden Studie 114
5.2 Gesamtergebnis 115
5.2.1 Darstellung der Gesamtergebnisse ohne Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch 115
5.2.2 Darstellung der Gesamtergebnisse pro kg ECM-Milch, nach der Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch 122
5.2.3 Darstellung der Gesamtergebnisse pro € marktfähiges Produkt, ohne Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch 130
5.2.4 Darstellung der Gesamtergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau 134
5.3 Beitragsanalyse 138
5.3.1 Beiträge zum Treibhausgaspotenzial (GWP) 138
5.3.2 Beiträge zur wirkungsbasierten Wasserinanspruchnahme 141
5.3.3 Beiträge zum Süßwasser-Eutrophierungspotenzial 142
5.3.4 Beiträge zum terrestrischen Versauerungspotenzial (TAP) 145
5.3.5 Beiträge zum Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX) 146
5.3.6 Beiträge zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX) 148
5.3.7 Beiträge zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU) 149
5.3.8 Beiträge zum Humantoxizitätspotenzial (USEtox,total) 152
5.4 Sensitivitätsanalyse 154
5.4.1 Sensitivitätsanalyse 1: Milchleistung pro Kuh 154
5.4.2 Sensitivitätsanalyse 2: Alternatives Milchleistungsfutter 158

5.4.3 Sensitivitätsanalyse 3: Humusbilanz und Bodenkohlenstoff ... 162
5.4.4 Sensitivitätsanalyse 4: Laktation ... 163
5.4.5 Sensitivitätsanalyse 5: Toxikologische Bewertung ... 165
5.4.6 Sensitivitätsanalyse 6: Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren ... 167
5.4.7 Sensitivitätsanalyse 7: Stallsysteme ... 174
6 Auswertung und Diskussion der Ergebnisse ... 179
6.1 Zweckmäßigkeit der Festlegung des Systemnutzens, der funktionellen Einheiten und der Systemgrenze ... 179
6.2 Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung ... 180
6.2.1 Einschätzung zur Bedeutung der gewählten Funktionellen Einheit ... 180
6.2.2 Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und/oder Allokation ... 181
6.2.3 Bedeutung der Milchleistung ... 182
6.2.4 Bedeutung der Futtergrundlage und der Zusammensetzung des Milchleistungsfutters ... 184
6.2.5 Bedeutung der Laktationszahl am Beispiel konventioneller Betriebsmodelle ... 185
6.2.6 Bedeutung der Variation der Tierbestände/Tierzahlen ... 185
6.2.7 Einschätzung zur Bedeutung der zeitlichen Variabilität für die Ergebnisse ... 186
6.2.8 Einschätzung zur Bedeutung der räumlichen Variabilität für die Ergebnisse ... 187
6.3 Relevante Ergebnisse der Wirkungsabschätzung ... 187
6.3.1 Relevante Wirkungskategorien ... 187
6.3.2 Relevante Wirkungsindikatorergebnisse und wichtige (Teil-) Prozesse ... 188
6.4 Exkurs: Gewichtung der Ergebnisse nach relativen Anteilen der Regionen an der Milcherzeugung in Deutschland ... 192
6.5 Beurteilung unter Einbezug der Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen ... 205
6.5.1 Vollständigkeitsprüfung ... 206
6.5.2 Sensitivitätsprüfung ... 206
6.5.3 Konsistenzprüfung ... 206
6.6 Einschätzung zu Einschränkungen in Hinblick auf Schlussfolgerungen ... 207
7 Schlussfolgerung ... 209
7.1 Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen der vorliegenden Ökobilanz ... 209
7.2 Spezifische Schlussfolgerungen für die vier ausgewählten Regionen ... 212
7.3 Methodenspezifische Schlussfolgerungen für zukünftige Ökobilanzen von Milcherzeugungssystemen ... 212

7.4 Weitere Schlussfolgerungen zur ökobilanziellen Bewertung von Milchproduktionssystemen ... 213
8 Ökonomische Bewertung von produktbezogenen Umweltschäden ... 215
8.1 Ziele der ökonomischen Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Milchproduktionssysteme ... 215
8.2 Grundlagen und Vorgehenskonzepte zur Monetarisierung ... 215
8.2.1 Vorgehenskonzepte zur Monetarisierung von Umweltkosten ... 215
8.2.2 Gewähltes Vorgehen und berücksichtigte Umweltwirkungskategorien ... 218
8.2.3 Berücksichtigte Umweltwirkungskategorien und Datengrundlagen ... 219
8.3 Berechnung der Umweltkosten ... 223
8.3.1 Gesamtergebnisse der Ökobilanz als Grundlage für die Monetarisierung ... 223
8.3.2 Übersicht der Kostensätze ... 225
8.3.3 Gesamtergebnisse der ökonomischen Bewertung ... 228
8.4 Sensitivitätsanalyse ... 233
8.4.1 Sensitivitätsanalyse der Bandbreiten der Kostensätze in der Literatur ... 233
8.4.2 Exkurs: ökonomische Bewertung von Tierwohlleistungen ... 237
8.5 Ergebnisübersicht und Interpretation ... 241
9 Synthese aus den Ergebnissen der Ökobilanz und der ökonomischen Bewertung ... 247
9.1 Empfehlungen für die Politik bzw. Politikberatungsbehörden – in Bezug auf Verbraucherkommunikation ... 250
9.2 Empfehlungen für die Politik bzw. Politikberatungsbehörden im Bereich Landwirtschaft 252
9.3 Forschungs- und methodischer Weiterentwicklungsbedarf ... 255
10 Quellenverzeichnis ... 256
A Anhang ... 262
A.1 Dokumentation der verwendeten Bewertungsmatrix zur Einschätzung der Datenqualität ... 262
A.2 Inhaltsstoffe der verschiedenen Futtermittel und Futtermittelkomponenten ... 263
A.3 Futterrationen für die Sensitivitätsanalyse zur Variation der Milchleistung pro Kuh ... 268
A.4 Darstellung zur Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung für unterschiedliche Phasen der Produktion ... 268
A.5 Methodisches Konzept der Sensitivitätsanalyse ... 270
B Anhang Ökonomische Bewertung von produktbezogenen Umweltschäden ... 278
B.1 Übersicht Kostensätze nach Quellen ... 278
B.2 Ergebnistabellen der Sensitivitätsanalyse ... 280
B.3 Literaturübersicht Zahlungsbereitschaftsstudien Tierwohl ... 288

B.4 Tabellen der Ergebnisübersicht 291

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Aufbau des Forschungsvorhabens....39
Abbildung 2: Phasen einer Ökobilanz....40
Abbildung 3: Übersicht über die wesentlichen Bestandteile von Milchproduktionssystemen....45
Abbildung 4: Regionale Schwerpunkte der Milchviehhaltung in Deutschland dargestellt anhand des Bestandes an Milchkühen je 100 ha LF auf Landkreisebene (2015)....47
Abbildung 5: Darstellung des Produktionssystems der Rohmilchproduktion am Beispiel des Betriebsmodells Mittelgebirge_8500_2,7 (8500 kg Milchleistung/Tierplatz; 2,7 Laktationen)....54
Abbildung 6: Produktflüsse im Lebenszyklus einer Milchkuh....57
Abbildung 7: Darstellung der Gesamtergebnisse der acht ökologischen Betriebsmodelle* im Vergleich zu den jeweiligen konventionellen Betriebsmodellen*....121
Abbildung 8: Gesamtergebnisse der ökologischen im Vergleich zu den konventionellen Betriebsmodellen*, nach Allokation, nach Wirkungskategorien....126
Abbildung 9: Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial....139
Abbildung 10: Beiträge einzelner Futtermittekomponenten zum Treibhausgaspotenzial der Milcherzeugung, pro kg Milch ohne Allokation....140
Abbildung 11: Beiträge einzelner Prozesse zum Wasserverbrauch pro kg ECM-Milch....141
Abbildung 12: Darstellung der Beiträge einzelner Prozesse zum Süßwasser-Eutrophierungspotenzial (FEP)....143
Abbildung 13: Darstellung der Beiträge zum terrestrischen Versauerungspotenzial TAP, pro kg-ECM-Milch, ohne Allokation....145
Abbildung 14: Beiträge einzelner Prozesse zum Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation....146
Abbildung 15: Darstellung der Beiträge einzelner Prozesse zum terrestrischen-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX), pro kg-ECM-Milch, ohne Allokation....147
Abbildung 16: Beiträge einzelner Prozesse zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation....148
Abbildung 17: Ergebnisse der Berechnung zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU), ohne Grünladnutzung, pro kg ECM-Milch, ohne Allokation....149
Abbildung 18: Darstellung der Beiträge von Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU) ..151
Abbildung 19: Darstellung der Beiträge von Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU) ..152
Abbildung 20: Beiträge einzelner Prozesse zum Humantoxizitätspotenzial (Humantox, total) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation....153
Abbildung 21: Darstellung der Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator GWP pro kg ECM-Milch bei Anwendung verschiedener Allokationsverfahren. 172
Abbildung 22: Effekt einer veränderten Milchleistung und dadurch bedingten Umstellung des Futters auf die Treibhausgasbilanz und den Primärenergiebedarf....184
Abbildung 23: Darstellung der Treibhausgasemissionen pro Betrieb und Jahr....186

Abbildung 24: Darstellung der Beiträge relevanter Prozesse zum Treibhausgaspotenzial pro kg ECM in verschiedenen Studien 190
Abbildung 25: Milchliefermengen konventionell wirtschaftender Betriebe in ausgewählten Bundesländern der Jahre 2018 und 2019 193
Abbildung 26: Milchliefermengen ökologisch wirtschaftender Betriebe in ausgewählten Bundesländern der Jahre 2018 und 2019 194
Abbildung 27: Anzahl der Halterinnen und Halter von Milchkühen in den Bundesländern 2019 195
Abbildung 28: Anzahl der Milchkühe und durchschnittliche Bestandsgrößen in den Bundesländern 2019 196
Abbildung 29: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Treibhausgaspotenzial, pro kg ECM-Milch 198
Abbildung 30: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Wasserverbrauch pro kg ECM-Milch 199
Abbildung 31: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Versauerungspotenzial, pro kg ECM-Milch 200
Abbildung 32: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Eutrophierungspotenzial, pro kg ECM-Milch 201
Abbildung 33: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Ökotoxizität, pro kg ECM-Milch 202
Abbildung 34: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, pro kg ECM-Milch 203
Abbildung 35: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Humantoxizitätspotenzial, pro kg ECM-Milch 204
Abbildung 36: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen, pro kg ECM-Milch 205
Abbildung 37: Berechnung der Umweltschadenskosten gemäß Wirkungspfadansatz (am Beispiel Verkehr) 216
Abbildung 38: Grundlogik zur Ermittlung der Umweltkosten von Milchproduktionssystemen ..218
Abbildung 39: Umweltkosten verschiedener Milchproduktionssysteme, in €-Cent$_{2017}$ pro kg ECM Milch 231
Abbildung 40: Anteile der Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten 232
Abbildung 41: Darstellung der gesamten Umweltkosten in aufsteigender Rangreihenfolge für alle Milchproduktionssysteme 242
Abbildung 42: Darstellung der gesamten Umweltkosten: Kosten für ein kg ECM Milch der ökologischen Milchproduktionssysteme im Vergleich zu ihren konventionellen Pendants 243
Abbildung 43: Darstellung der gesamten Umweltkosten: Kosten der Produktion mit Weidehaltung im Vergleich zur Wirtschaftsweise ohne Weidehaltung 244
Abbildung 44: Pedigree-Matrix zur Bewertung der Datenqualität im Vorhaben 262

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Prozentualer Anteil der Milchviehbetriebe mit Weidehaltung in ausgewählten Bundesländern....48
Tabelle 2: Darstellung der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle)....50
Tabelle 3: Festlegung der funktionellen Einheiten im Vorhaben....52
Tabelle 4: Allokationsregeln bei Multi-Output-Prozessen der Milchproduktion....57
Tabelle 5: Überblick der ausgewerteten Wirkungskategorien und -indikatoren....59
Tabelle 6: Festlegung von Anforderungen an die Datenqualität im vorliegenden Vorhaben.63
Tabelle 7: Betriebsgrößen der Milchviehhaltung in den Bundesländern in 2018....67
Tabelle 8: Leistungsmerkmale der Milchkühe in den verschiedenen Betriebsmodellen....69
Tabelle 9: Durchschnittsleitungen von Milchkühen ausgewählter Rassen nach den Ergebnissen der Milchleistungsprüfung....70
Tabelle 10: Leistungsmerkmale der Aufzuchtkälber in den verschiedenen Betriebsmodellen.71
Tabelle 11: Leistungsmerkmale der Aufzuchtrinder in den verschiedenen Betriebsmodellen.72
Tabelle 12: Energiebedarf in Netto-Energie-Laktation für Milchkühe....74
Tabelle 13: Erträge und Nährstoffleistungen von Grünland in Abhängigkeit vom Ertragsniveau und Bewirtschaftungsform....77
Tabelle 14: Produktivität in den einzelnen Weidemonaten....79
Tabelle 15: Erträge und Nährstoffgehalte der Futtermittelerzeugung in der Region Allgäu....80
Tabelle 16: Erträge und Nährstoffgehalte der Futtermittelerzeugung in der Region Mittelgebirge....81
Tabelle 17: Erträge und Nährstoffgehalte der Grün- und Ackerlandproduktion in der Region Nord....82
Tabelle 18: Erträge und Nährstoffgehalte der Grün- und Ackerlandproduktion in der Region Ost....83
Tabelle 19: Aufwendungen für die konventionelle Grassilageproduktion (pro Tonne)....84
Tabelle 20: Aufwendungen für die ökologische Grassilageproduktion (pro Tonne)....84
Tabelle 21: Aufwendungen für die ökologische Kleegrassilageproduktion (pro Tonne)....85
Tabelle 22: Berücksichtigte Aufwendungen für die konventionelle Maissilageproduktion (pro Tonne Produkt)....85
Tabelle 23: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters für konventionell wirtschaftende Betriebsmodelle (inkl. Transportaufwand)....87
Tabelle 24: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters für ökologisch wirtschaftende Betriebsmodelle....88
Tabelle 25: Futterration für das konventionelle Betriebsmodell Allgäu_7000 (Milchleistung 7000kg/Tierplatz; Laktationszahl 2,7)....91
Tabelle 26: Futterrationen für das Betriebsmodell konventionell, mit Weide, Region Allgäu, Allgäu_Weide_7000 (Milchleistung 7000kg/Tierplatz; Laktationszahl 2,7)....92
Tabelle 27: Futterrationen für das Betriebsmodell Allgäu_öko_6000 (Milchleistung 6000kg/Tierplatz; Laktationszahl 4,1)....93

Tabelle 28: Futterration für das Betriebsmodell Allgäu_öko_6000 (Milchleistung 6000kg/Tierplatz; Laktationszahl 4,1) 94
Tabelle 29: Futterrationen für konventionelle Betriebsmodelle ohne Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost 95
Tabelle 30: Futterrationen für konventionelle Betriebsmodelle mit Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost 96
Tabelle 31: Futterrationen für ökologische Betriebsmodelle ohne Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost 97
Tabelle 32: Futterrationen für ökologische Betriebsmodelle mit Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost 98
Tabelle 33: Flächenausstattung der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle) 100
Tabelle 34: Einstreumengen und -art in den Stallgebäuden für Milchvieh, Kälber und Jungvieh 102
Tabelle 35: Ammoniakemissionsfaktoren (Konventionswerte) für Anlagen zum Halten und zur Aufzucht von Rindern 102
Tabelle 36: Strom- und Dieselverbrauch der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle) 104
Tabelle 37: Ammoniakemissionsfaktoren (Konventionswerte) für verschieden Flächenquellen 105
Tabelle 38: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stall bei Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist 106
Tabelle 39: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngerlager bei Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist 107
Tabelle 40: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus der Weidehaltung 108
Tabelle 41: Lachgasemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager 108
Tabelle 42: Lachgasemissionen aus Weidehaltung 109
Tabelle 43: Berechnete Methanemissionen aus der Verdauung 110
Tabelle 44: Methanemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager 111
Tabelle 45: Berechnung der Allokationsfaktoren für die Koppelprodukte von Milch und Fleisch 112
Tabelle 46: Heuristisch abgeleitete Signifikanzschwellen bei der Diskussion der Ergebnisse 114
Tabelle 47: Darstellung der Ergebnisse vor Allokation; pro kg ECM Milch 116
Tabelle 48: Darstellung der Ergebnisse pro kg ECM-Milch, inkl. Allokation (Fleisch/Milch-Verhältnis nach IDF 2015); pro kg ECM Milch 123
Tabelle 49: Vergleich der Ergebnisse pro kg ECM-Milch inkl. Allokation; Werte für konventionell normiert auf 100 % 128
Tabelle 50: Vergleich der Ergebnisse pro kg ECM-Milch inkl. Allokation; Werte für „ohne Weidehaltung“ normiert auf 100% 129
Tabelle 51: Grundlage der Berechnung der Erlöse aus der Fleischerzeugung 131
Tabelle 52: Berechnung der Gesamterlöse (Milch + Fleisch) pro Betrieb und Jahr 132
Tabelle 53: Darstellung der Ergebnisse pro € marktfähiges Produkt, ohne Allokation 133
Tabelle 54: Berechnung des Flächenbedarfs für konventionelles Zukauffutter 135

Tabelle 55: Berechnung des Flächenbedarfs für Zukauffutter für ökologisch wirtschaftende Betriebe 135
Tabelle 56: Benötigte Gesamtfläche für den Futtermittelanbau....136
Tabelle 57: Ergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau, ohne Allokation 137
Tabelle 58: Überblick zu den durchgeführten Sensitivitätsanalysen....154
Tabelle 59: Betriebsparameter für die Sensitivitätsanalyse zur Variation der Milchleistung..155
Tabelle 60: Sensitivitätsanalyse mit Variation der Milchleistung: Darstellung der Ergebnisse vor Allokation am Beispiel Mittelgebirge; pro kg ECM Milch....157
Tabelle 61: Zusammensetzung des alternativen Milchleistungsfutters für konventionell wirtschaftende Betriebsmodelle (ohne Soja, mit Ackerbohne)....159
Tabelle 62: Sensitivitätsanalyse alternatives Milchleistungsfutter: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die untersuchten Wirkungskategorien pro 1 kg Milchleistungsfutter 160
Tabelle 63: Beitragsanalyse der Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters (mit und ohne Sojakomponente) zum Treibhausgaspotenzial, bezogen auf 1 kg MLF161
Tabelle 64: Beiträge von Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters zum Treibhausgaspotenzial, bezogen auf 1 kg MLF....162
Tabelle 65: Darstellung der zur Treibausgasbilanzierung berücksichtigten Emissionsfaktoren für Humusveränderungen pro kg ECM-Milch....162
Tabelle 66: Ergebnisse Sensitivitätsanalyse "Humusbilanz und Bodenkohlenstoff" [in kg CO_2eq/ kg Milch]....163
Tabelle 67: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse: Erhöhung der Laktationszahl auf 4 Laktationen in den konventionellen Betriebsmodellen (am Beispiel der Region Mittelgebirge) 165
Tabelle 68: Auswertung zweier Methoden zur Abschätzung des Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzials (g 1,4-DCB-Äquivalente / kg ECM) 166
Tabelle 69: Auswertung zweier Methoden zur Abschätzung des terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials (g 1,4-DCB-Äquivalente / kg ECM) 166
Tabelle 70: Darstellung der absoluten und relativen Erlöse für die untersuchten Betriebsmodelle 168
Tabelle 71: Berechnung des Allokationsfaktors auf Basis des Proteingehalts der Koppelprodukte....169
Tabelle 72: Treibhausgasgutschriften für Nebenprodukte der Milcherzeugung (nach BEK 2016) [in kgCO_2eq/Betrieb und Jahr] und sich unter der Berücksichtigung der Gutschriften ergebende Treibhausgaspotenziale [kg ECM Milch]....171
Tabelle 73: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Anwendung verschiedener Allokationsverfahren 173
Tabelle 74: Darstellung der vier im Rahmen der Sensitivitätsanalyse untersuchten Betriebsmodelle mit Tretmistställen und Festmist am Beispiel der Region Mittelgebirge 174
Tabelle 75: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stall bei Tretmistställen mit Festmist 174

Tabelle 76: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist am Beispiel der Region Mittelgebirge 175
Tabelle 77: Lachgasemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist 175
Tabelle 78: Lachgasemissionen aus Weidehaltung bei Tretmistställen mit Festmist.....176
Tabelle 79: Methanemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist 176
Tabelle 80: Sensitivitätsanalyse zum Stallsystem: Tretmiststall mit Festmist anstelle von Liegeboxenlaufstall mit Flüssigmist, Ergebnisse vor Allokation, pro kg ECM Milch 177
Tabelle 81: Ergebnisse der Treibhausgasbilanz der Milcherzeugung verschiedener Studien .188
Tabelle 82: Gewichtung der Ergebnisse nach relativen Anteilen der Regionen an der Milcherzeugung in Deutschland 197
Tabelle 83: Umweltwirkungskategorien: Grundlagen zur Monetarisierung 221
Tabelle 84: Inputdaten aus der Ökobilanz für die ökonomische Bewertung; Daten pro kg ECM-Milch 224
Tabelle 85: Übersicht über Kostensätze in der aktuellen wissenschaftlichen Literatur (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$) fett: verwendeter Wert.....225
Tabelle 86: Umweltkosten der verschiedenen Milchproduktionssysteme, in €-Cent$_{2017}$ pro kg ECM Milch.....229
Tabelle 87: Umweltkosten der verschiedenen Milchproduktionssysteme: Anteil der Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten (in %).....230
Tabelle 88: Übersicht über Bandbreite der Kostensätze in der wissenschaftlichen Literatur (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$).....234
Tabelle 89: Berechnung/Schätzung der Mehrzahlungsbereitschaft von Verbraucherinnen und Verbrauchern für Tierwohl bei Milchprodukten in der Literatur (alle Preise umgerechnet von Liter auf kg) 240
Tabelle 90: Vergleich von Mehrzahlungsbereitschaften für Tierwohl mit übrigen Umweltkosten der konventionellen Milchproduktion für ausgewählte Produktionssysteme (in € pro kg ECM Milch) 241
Tabelle 91: Vergleich der Produzentenpreise mit Umweltkosten pro kg ECM-Milch 245
Tabelle 92: Futtermitteltabelle mit Inhaltsstoffen für konventionelles und ökologisches Grundfutter 264
Tabelle 93: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters.....266
Tabelle 94: Zusammensetzung von Milchaustauscher für die Aufzucht von Kälbern aus den Milchproduktionssystemen.....267
Tabelle 95: Futterration für das Betriebsmodell Mittelgebirge_10000_4.....268
Tabelle 96: Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung für unterschiedliche Phasen der Produktion 268
Tabelle 97: Analyseraster zu Quellen der Unsicherheit und der Variabilität bei der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen 272
Tabelle 98: Übersicht über die Quellen der Umweltkostensätze und Sensitivitäten (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$) 278

Tabelle 99: Sensitivitätsanalyse Klimakosten: Einfluss auf gesamte Umweltkosten.....280
Tabelle 100: Sensitivitätsanalyse terrestrische Versauerung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten 281
Tabelle 101: Sensitivitätsanalyse Eutrophierung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten 282
Tabelle 102: Sensitivitätsanalyse Ökotoxizität im Süßwasser: Einfluss auf gesamte Umweltkosten 283
Tabelle 103: Sensitivitätsanalyse terrestrische Ökotoxizität: Einfluss auf gesamte Umweltkosten 284
Tabelle 104: Sensitivitätsanalyse Landnutzung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten.....285
Tabelle 105: Sensitivitätsanalyse Humantoxizität: Einfluss auf gesamte Umweltkosten.....286
Tabelle 106: Sensitivitätsanalyse mit Variation der Inputdaten der terrestrischen Ökotoxizität 287
Tabelle 107: Übersicht Literaturanalyse zu Zahlungsbereitschaftsstudien zum Thema Tierwohl 288
Tabelle 108: Darstellung der gesamten Umweltkosten in aufsteigender Rangreihenfolge.....291
Tabelle 109: Vergleich der Umweltkosten pro kg ECM-Milch nach Wirtschaftsweise.....291
Tabelle 110: Vergleich der Umweltkosten pro kg ECM-Milch nach Weidegang 292

Abkürzungsverzeichnis

1,4 DCB	1,4-Dichlorbenzol, auch Paradichlorbenzol
AP	Arbeitspaket
APOS	Allocation at Point of Substitution
BEK	Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen in der Landwirtschaft
bzw.	beziehungsweise
CCM	Corn-Corb-Mix (Gemisch aus gehäckselten Maiskörnern mit Spindel
CO_2	Kohlendioxid
CTUh	Comparative Toxic Units for human health impacts
Destatis	Statistisches Bundesamt
ECM	Energy Corrected Milk, standardisierte Milch mit 4,0 % Fett- und 3,4 % Eiweißgehalt
eq.	Äquivalent
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
e.V.	eingetragener Verein
FE	Funktionelle Einheit
F-ECOTOX	Freshwater ecotoxicity Potential (deutsch: Süßwasserökotoxizitätspotenzial)
FEP	Freshwater Eutrophication Potential (deutsch: Süßwassereutrophierungspotenzial
GV	Großvieh-Einheit
GWP	Global Warming Potential (deutsch: Treibhausgaspotenzial)
ha	Hektar
Humus-C	Humus-Kohlenstoff
IDF	International Dairy Federation
inkl.	inklusive
KEA	kumulierter Energieaufwand
kg	Kilogramm
KTBL e.V.	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LU	land use (Flächeninanspruchnahme)
ME	Metabolisierbare Energie
MJ	Megajoule
MLF	Milchleistungsfutter
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MZB	Mehrzahlungsbereitschaft
N	Stickstoff
NEL	Nettoenergielaktation
oTM	Organische Trockenmasse
P	Phosphor

PAG	projektbegleitende Arbeitsgruppe
PEF	Product Environmental Footprint
PEFCR	Product Environmental Footprint Category Rules
Schwarzbunt-HF	Schwarzbunt-Holstein Friesian
SO_2	Schwefeldioxid
TAP	Terrestrial Acidification Potential (deutsch: terrestrisches Versauerungspotenzial
T-ECOTOX	Terrestrial Ecotoxicity Potentioal (deutsch: terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial)
UBA	Umweltbundesamt
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
z.B.	Zum Beispiel

Zusammenfassung

Das Ziel der hier vorgelegten Studie ist die Erstellung einer vergleichenden Ökobilanz „from-cradle-to-farmgate“ von Produkten aus konventionellen und ökologischen Milchproduktionssystemen in Deutschland und eine ökonomische Bewertung der bilanzierten Umwelteffekte. Auf Basis dieses konkreten Fallbeispiels soll ein anschlussfähiges methodisches Konzept entwickelt und erprobt werden, mit dem Umweltauswirkungen und externe Kosten landwirtschaftlicher Produktionssysteme trotz bestehender Unsicherheiten und existierender Systemunterschiede veranschaulicht werden können. Mit den Ergebnissen soll das Bewusstsein über versteckte Umweltkosten landwirtschaftlicher Erzeugnisse gestärkt werden.

Im vorliegenden Bericht werden die potenziellen Umweltauswirkungen unterschiedlicher Systeme der konventionellen und ökologischen Milcherzeugung, jeweils mit und ohne Weidegang, dargestellt. Neben der Wirtschaftsweise und dem Parameter „Weidegang“ haben über vorhandene Unterschiede im Futterregime die jeweiligen Erzeugungsregionen einen Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz. Aufgrund der in den verschiedenen Regionen herrschenden unterschiedlichen Standortbedingungen unterscheiden sich die Futtersysteme in den Regionen. Weitere differenzierende Parameter für deutsche Milcherzeugungsbetriebe sind beispielsweise die eingesetzte Rasse, der Stallkonzeption oder das Wirtschaftsdüngermanagement. Insgesamt kann festgehalten werden, dass in Deutschland eine große Zahl unterschiedlicher Milcherzeugungsbetriebe existiert. Aus dieser Bandbreite musste eine für die Fragestellung geeignete Auswahl an zu untersuchenden Milchproduktionssystemen getroffen werden.

Die Auswahl erfolgte auf Basis der regionalen Schwerpunkte der Milcherzeugung in Deutschland. Hier sind folgende Regionen ausgewählt worden: die Region Nord (bzw. Nordwestdeutschland mit dem nördlichen Teil Niedersachsens und dem Bundesland Schleswig-Holstein), das Allgäu (mit den angrenzenden Regionen Oberbayern, Schwäbische Alb), die Mittelgebirgsregionen in Rheinland-Pfalz (Eifel) und Nordrhein-Westfalen (Bergisches Land) und die Region Ost mit Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg.

Kombiniert man die ausgewählten Regionen mit den Parametern Wirtschaftsweise (konventionelle bzw. ökologische Wirtschaftsweise) und Weidegang (mit und ohne Weidegang), so ergeben sich insgesamt 16 verschiedene Milchproduktionssysteme bzw. 16 verschiedene typische Betriebsmodelle, die im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz verglichen wurden.

Für die ökobilanzielle Bewertung der 16 Betriebsmodelle wurden die folgenden Teilprozesse berücksichtigt:

- Haltung der Tiere, jeweils untergliedert nach Milchkühen, Kälbern und Jungvieh;
- Futtermittelbereitstellung, inklusive der Ermittlung des Energiebedarfs, des Grund- und Kraftfutterbedarfs und daraus abgeleiteter Futterrationen;
- Stallgebäude und dazugehörige baulichen Anlagen (Wirtschaftsdüngerlager) inkl. Einstreu;
- Berechnung der Emissionen aus Stall, Wirtschaftsdüngerlager und Weide;
- Humusbilanz und Humusveränderung im Zuge des Eigenfutteranbaus.

Basierend auf den Stoff- und Energieflüssen innerhalb der genannten Teilprozesse wurden die potenziellen Umweltbelastungen der Milcherzeugung in den verschiedenen Betriebsmodellen berechnet. Die quantifizierten Umweltwirkungen aus der Ökobilanz sind anschließend ökonomisch bewertet worden.

Nachfolgend sind die zentralen Ergebnisse und Erkenntnisse der vorliegenden Untersuchung dargestellt.

Zentrale Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der vorliegenden Ökobilanz

Legt man für den Vergleich der ausgewählten Betriebssysteme eine massenbezogene Bezugsgröße zugrunde, weisen die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren einen mehr oder weniger deutlichen Umweltvorteil auf. Lediglich in Bezug auf das terrestrische Versauerungspotenzial und bei der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen schneiden die konventionellen Betriebsmodelle beim direkten Vergleich besser ab. Ergebnisrelevant ist dabei insbesondere der geringere Bedarf an Milchleistungsfutter und die zu Grunde liegenden geringeren Umweltwirkungen bei der Produktion bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen.

Die Betriebsmodelle mit Weidehaltung zeichnen sich im Vergleich zu ihrem Pendant ohne Weidehaltung durch geringere negative Umweltwirkungen in den verschiedenen Kategorien aus. Das trifft insbesondere auf die Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand, Wasserverbrauch, Süßwasser-Eutrophierung, terrestrische Versauerung, terrestrische Toxizität und Aquatoxizität zu. Auf Basis der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung kann die Weidehaltung als aus Umweltsicht vorteilhaft bewertet werden.

In Bezug auf die Treibhausgasemissionen sowie für das Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial liegen die Ergebnisse der vorliegenden Studie im unteren Bereich, zeigen also verhältnismäßig geringeren Umweltwirkungen jedoch innerhalb der Bandbreite der Ergebnisse anderer Ökobilanzstudien, in denen die Umweltauswirkungen der Milchproduktion in Industrieländern erfasst wurden. Dies gilt gleichermaßen für die konventionellen als auch für ökologisch wirtschaftende Betriebsmodelle.

Außerdem weichen die Werte zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial um mehrere Dimensionen von den bisher gängigen Berechnungen ab. Hierfür ist vor allem eine Aktualisierung der Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe ursächlich, bei der auch die Charakterisierungsfaktoren für die Ökotoxizität deutlich angepasst wurden. Ein direkter Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit den Ergebnissen der Literatur erscheint in dieser Hinsicht nicht sinnvoll.

Zudem kann festgehalten werden, dass sich die oben genannten Ergebnisse bestätigen und noch weiter verdeutlichen, wenn als Bezugsgröße der Untersuchung eine nicht massenbezogene, sondern eine ökonomische funktionelle Einheit bzw. flächenbezogene Bezugsgröße herangezogen wird.

Im Zuge einer detaillierten Beitragsanalyse konnte gezeigt werden, dass:

- die direkten Emissionen der Milcherzeugung (v.a. Methanemissionen aus der Verdauung) und die Futtermittelbereitstellung die größten Einzelbeiträge zum Treibhausgaspotenzial liefern. Bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen gehen ca. 30 % auf die direkten Emissionen und bis zu 36 % auf die Futtermittelbereitstellung zurück. Bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen sind die anteiligen Beiträge der direkten Emissionen noch etwas höher (knapp 50 %).

- die höheren direkten Emissionen bei den Öko-Betriebsmodellen ganz wesentlich auf die niedrigere Milchleistung der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle zurückzuführen sind. Bei vergleichbarem Grundumsatz im Stoffwechsel (insbesondere Methanemission aus

der Verdauung) der Milchkühe wirkt sich hier die im Vergleich geringere Milchleistung in der Bilanz aus.

- die Bereitstellung des Milchleistungsfutters für alle Wirkungskategorien einen entscheidenden Beitrag zum Gesamtergebnis verursacht.

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung im Zuge der Durchführung von insgesamt sieben Sensitivitätsanalysen vertiefend geprüft. Dabei konnten folgende signifikante Parameter der Ökobilanz von Milchproduktionssystemen identifiziert werden:

- Funktionelle Einheit: Die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen sind abhängig von der jeweiligen Bezugsgröße bzw. funktionellen Einheit. Für die funktionelle Einheit „pro kg ECM-Milch“ weisen die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betrieben für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren einen Umweltvorteil auf. Vergleicht man die Ergebnisse pro € markfähigem Produkt mit den Ergebnissen pro kg ECM-Milch, so betont dies den Umweltvorteil der ökologischen Produkte gegenüber den konventionellen Produkten. Bezieht man die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung auf eine flächenbezogene Größe, so betont dies den Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle ebenfalls deutlich.

- Allokation: Wird ein Allokationsfaktor für die beiden wesentlichen Produkte Milch und Fleisch berücksichtigt, führt dies zu grundsätzlich niedrigeren Absolutwerten für die Milcherzeugung. Dieser Effekt wirkt sich bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen noch etwas stärker auf das Ergebnis aus, da in diesen pro kg Milch etwas mehr Fleisch erzeugt wird.

- Milchleistung: Die angesetzte Milchleistung pro Kuh stellt ein wesentliches Charakterisierungsmerkmal für die jeweiligen Betriebsmodelle dar. Die Milchleistung pro Kuh ist der Hauptfaktor bei der Berechnung des Gesamtenergiebedarfs der Milchkühe, aus dem wiederum der Futterbedarf und die mit der Verdauung korrelierten Emissionen der Milcherzeugung resultieren. Die in dieser Studie berücksichtigten Milchleistungen orientieren sich an Daten aus der Milchleistungsprüfung und reflektieren die reale Situation der Milcherzeugung in Deutschland. Dementsprechend haben die konventionellen Betriebe durchgängig höhere Milchleistungen pro Kuh als die jeweilige ökologische Vergleichsvariante. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde die Milchleistung variiert, sodass auch der Effekt höherer und geringerer Milchleistungen abgebildet werden kann. Dabei konnte für konventionelle und ökologische Betriebsmodelle gezeigt werden, dass eine weitere Erhöhung über die durchschnittliche Milchleistung hinaus keine geeignete Maßnahme zur Reduktion der Umweltbelastung der Milchproduktion ist. Zwar nimmt bei höherer Milchleistung der anteilige Beitrag aus dem Grundumsatz der Milchkühe ab, jedoch wird dieser Effekt durch einen erhöhten Aufwand bei der Bereitstellung von Milchleistungsfutter wieder ausgeglichen. Für ökologisch wirtschaftende Betriebe wurde zusätzlich auch der Effekt einer deutlich reduzierten Milchleistung untersucht. Für die Mehrheit der betrachteten Umweltauswirkungen führt dies zu Vorteilen, nicht jedoch für die Umweltauswirkung Treibhausgasemissionspotenzial. Hier bewirkt die reduzierte Milchleistung einen signifikant erhöhten Wert für das Treibhausgasemissionspotenzial. Aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie kann die

Schlussfolgerung gezogen werden, dass – ausgehend von einem niedrigen Milchleistungsniveau – durch moderate Erhöhung der Milchleistung zunächst deutliche Einsparungen beim Treibhausgaspotenzial erreicht werden können. Je höher die Milchleistung, desto geringer ist jedoch der mögliche Einspareffekt durch weitere Steigerung der Milchleistung. Die vorliegende Auswertung zeigt darüber hinaus auch, dass eine unter Klimaschutzgesichtspunkten möglicherweise gerechtfertigte Erhöhung der Milchleistung mit Nachteilen bei anderen Umweltproblemfeldern, wie dem kumulierter Energieaufwand und der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme, einhergehen kann.

- Futtergrundlage und Milchleistungsfutter: Das für die Fütterung der Milchkühe eingesetzte Futtermittel und insbesondere der Bedarf und die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters sind von hoher Relevanz für die Umweltauswirkungen der Milcherzeugung. Ein wichtiger Bestandteil des konventionellen Milchleistungsfutters sind sojabasierte Futtermittelkomponenten. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird gezeigt, dass sich durch die Substitution von aus Übersee importierten sojabasierten Komponenten durch einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, potenzielle Umweltverbesserungen erzielen lassen können. Forschungsbedarf besteht allerding bezüglich der Skalierbarkeit der Substitution von aus Übersee importierten sojabasierten Futtermittelkomponenten. Fragen bezüglich der Verfügbarkeit der hierfür benötigten Flächen bzw. Fragen bezüglich der hierfür notwendigen betrieblichen Veränderungen (zum Beispiel Veränderungen in der Anbaupraxis) und deren ökologischen Auswirkungen konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht untersucht werden, so dass auf Basis der Ergebnisse dieser Studie keine Empfehlungen hinsichtlich eines aus ökologischer Sicht optimalen Zusammensetzung des Milchleistungsfutters gegeben werden können. Auf Basis der Ergebnisse des Vergleichs der gewählten Betriebsmodelle kann jedoch die Aussage getroffen werden, dass je weniger Milchleistungsfutter in einem Betriebsmodell eingesetzt werden muss, desto günstiger wirkt sich dies auf die spezifische Umweltbelastung der Milcherzeugung aus.
- Bedeutung der Größe des Tierbestands: Die definierten regionaltypischen Betriebsmodelle zeichnen sich durch spezifische Bestandsgrößen aus. Die Auswirkungen der Bestandsgröße auf das Ergebnis sind allerdings vergleichsweise geringfügig. Tatsächliche Skaleneffekte, etwa beim Energieaufwand (z.B. Melken mit verschiedenen Melkständen), werden in der vorliegenden Studie zwar berücksichtigt, wirken sich jedoch angesichts der Dominanz anderer Prozesse kaum auf die absoluten Ergebnisse aus. Zu beachten ist hierbei, dass unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten gegebenenfalls relevante Aspekte (z. B. Mehrarbeit beim Weidemanagements einer größeren Herde) in der vorliegenden ökologischen Betrachtung nicht berücksichtigt werden.
- Bedeutung der Erzeugungsregion: In der vorliegenden Studie werden vier wichtige Milcherzeugungsregionen Deutschlands betrachtet. Dabei werden über die Bestandsgröße, die Tierrasse und insbesondere über die regionalspezifischen Futterrationen wesentliche naturräumliche Gegebenheiten in den ausgewählten Regionen berücksichtigt. Auch wenn sich die Grundfuttererzeugung in Hinblick auf Ackerland- und Grünlandflächen in den ausgewählten Regionen mitunter deutlich unterscheidet, ergeben sich bezogen auf das Endprodukt Milch

für die Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost weitgehend vergleichbare Umweltbelastungen. Etwas größere Unterschiede weist die Region Allgäu auf, in der einerseits ein Zweinutzungsrind (Fleckvieh) betrachtet wird und andererseits eine stark auf Grundfutter basierende Futterration.

- Bewertung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln: In Hinblick auf die toxikologische Bewertung, und hier insbesondere in Bezug auf die eingesetzten Pflanzenschutz- und mineralischen Düngemittel in den konventionellen Betriebsmodellen, muss einschränkend festgestellt werden, dass hier zwar die Produktion und Bereitstellung der entsprechenden Substanzen berücksichtigt werden konnte, jedoch nicht die Ausbringung und die in der Folge entstehenden komplexen, ökotoxikologischen Interaktionen dieser Substanzen. Für die ökobilanzielle Bewertung komplexer human- und ökotoxikologischer Wechselwirkungen existiert keine wissenschaftlich anerkannte Standardbewertungsmethode. Das heißt, dass die potenziellen Umweltauswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in dieser Studie aufgrund fehlender Standardbewertungsmethoden unterschätzt werden. Die in der vorliegenden Studie dargestellten Ergebnisse zur Wirkungsabschätzung toxikologischer Aspekte sollten deshalb sehr zurückhaltend interpretiert werden. Dies wird insbesondere durch die hierzu durchgeführte Sensitivitätsanalyse bestätigt. Um eine Monetarisierung der genannten Umweltwirkungen zu ermöglichen, werden die Ergebnisse dennoch mit ausgewiesen. Auf die Ableitung von Schlussfolgerungen auf Basis der toxizitätsbezogenen Ergebnisse wird in der vorliegenden Ökobilanz aber verzichtet.
- Im Rahmen des gewählten methodischen Ansatzes kann keine Bewertung biodiversitätsrelevanter Aspekte erfolgen, da es für die definierten typischen Betriebssysteme bislang keine charakterisierenden Datensätze zu biodiversitätsrelevanten Aspekten gibt. Entsprechende Einschränkungen werden aller Voraussicht nach auch für zukünftige Untersuchungen relevant bleiben. Ein in diesem Zusammenhang vielversprechender Ansatz könnte allerdings darin bestehen, vorhandene Konzepte zunächst an dem auf einzelbetrieblichen Analysen aufbauenden Netzwerk der Pilotbetriebe zu erproben. Auf Basis der Ergebnisse auf Einzelbetriebsebene könnte dann geprüft werden, ob auch für den auf überbetrieblicher Ebene angestellten Vergleich Erkenntnisse ableitbar sind.

Zentrale Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der ökonomischen Bewertung

Vor dem Hintergrund drängender globaler Umweltprobleme, wie dem Klimawandel und dem Verlust an Biodiversität und Ökosystemleistungen und dem dringenden Handlungsbedarf effektive Lösungsansätze hierfür zu entwickeln, drängt sich verstärkt die Frage nach den „externen Kosten“ nicht nachhaltiger Produktionsweisen in den Vordergrund gesellschaftlicher Diskussionen. Diese Frage beruht auf der Tatsache, dass im Rahmen der Produktion von konkreten Produkten über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg (externe) Kosten verursacht werden, die von den Verursacherinnen und Verursachern sowie Verbrauchern und Verbraucherinnen getragen werden und nicht im Preis des Produktes enthalten sind. Diese Kosten entstehen zum Beispiel durch ökologische Schäden, die durch den Produktionsprozess entstehen und für die der Produzent oder die Produzentin nicht aufkommen muss. Externe Kosten können aber auch durch Risiken für die Gesundheit des Nutzers oder der Nutzerin der Produkte oder der Belegschaft entlang der Lieferketten der Produkte entstehen.

Die quantifizierten Umweltwirkungen aus der Ökobilanz sind im Rahmen der durchgeführten Studie ökonomisch bewertet worden. Die Analyse fokussierte auf die Umweltfolgen und deren Kosten. Nicht Teil der Analyse war folglich eine umfassende ökonomische Bewertung von verschiedenen Produktionssystemen inklusive Berücksichtigung der Betriebskosten. Die vorliegende Analyse sollte aufzeigen, welche volkswirtschaftlichen Kosten sich aus den Umweltwirkungen der untersuchten Milchproduktionssysteme ergeben. Dazu werden die Ergebnisse der Ökobilanz, die in Wirkungsindikatoren vorliegen, mit jeweils passenden Kostensätzen aus etablierten Studien und Methodenhandbüchern monetarisiert. Nicht für alle Umweltwirkungen war eine umfassende Monetarisierung möglich gibt. Mit Hilfe verschiedener Sensitivitätsanalysen sind Unsicherheiten bei der Monetarisierung aufgezeigt worden. Die Ergebnisse der monetären Bewertung der verschiedenen Umweltwirkungen wurden schließlich zu gesamten Umweltkosten je Produktionssystem addiert. Auf diese Weise ergaben sich für die verschiedenen (Milch-) Produktionssysteme jeweils Gesamtwerte der volkswirtschaftlich relevanten Umweltkosten, die miteinander vergleichbar sind.

Mit der Monetarisierung in der Form von Umweltkosten werden verschiedene Umweltwirkungen folglich aggregiert dargestellt. Hierin liegt ein großer Vorteil dieser Methodik. Die Umweltfolgen von Konsumgütern (bzw. der Nutzung von Konsumgütern) werden in einer einzigen leicht verständlichen Einheit dargestellt. Diese Einheit kann mit dem Herstellungspreis oder Kaufpreis oder ggfs. den Kosten für die Nutzung verglichen werden. Die Monetarisierung von Umweltkosten ist also – auch wenn es bislang methodische und datenseitige Einschränkungen gibt – grundsätzlich eine geeignete Form der Aggregation. Im Gegensatz zu den Umweltkosten des Verkehrs oder der Energieproduktion sind die Umweltkosten der Landwirtschaft bislang aber deutlich weniger umfassend untersucht.

Die für die untersuchten Betriebsmodelle ermittelten Umweltkosten liegen in einer Bandbreite von rund 21 bis 34 €-Cent pro kg Rohmilch[1]. Vergleicht man Betriebssysteme mit und ohne Weidegang, zeichnen sich die Betriebssysteme mit Weidegang durchweg durch geringere Umweltkosten aus. Die Betriebsmodelle mit Weidegang verursachen zwischen 2 % und 24 % weniger Umweltkosten als diejenigen ohne Weidegang. In absoluten Zahlen sind das zwischen 0,6 und 6,6 €-Cent pro kg Rohmilch.

Vergleicht man die Umweltkosten der untersuchten Betriebsmodelle nach ihrer Wirtschaftsweise, zeigt sich bis auf eine Ausnahme ein Vorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe. Das heißt sieben der acht untersuchten ökologischen Betriebssysteme zeichnen sich im Vergleich zu ihrem konventionellen Pendant durch geringere Umweltkosten aus. Konkret sind die Umweltkosten dieser sieben ökologischen Betriebssysteme um 2 bis 19 % niedriger als die des konventionellen Vergleichspaares. Ausgedrückt in Euro sind das 0,5 bis 5 €-Cent weniger Umweltkosten pro kg Rohmilch.

Die geringsten Umweltkosten verursacht die Kombination ökologisch mit Weidegang. Die Betriebssysteme mit dieser Kombination verursachen zwischen 15 und 24 % weniger Umweltkosten als die übrigen Betriebssysteme.

Die durchschnittlichen Umweltkosten über sämtliche untersuchten Betriebsmodelle liegen bei rund 30 €-Cent pro kg ECM Milch. Der Anteil der einzelnen Wirkungskategorien auf die gesamten Umweltkosten unterscheidet sich deutlich. Die Klimakosten machen mit rund 62 % der gesamten Kosten den mit Abstand größten Anteil aus. Die zweitgrößte Fraktion ist im Durchschnitt die Landnutzung mit rund 17 % Anteil, gefolgt von der Versauerung mit einem Anteil von

[1] Der Begriff Rohmilch wird in dieser Studie verwendet, da die Umweltwirkungen bis Hoftor erfasst worden sind. Als funktionelle Einheit der Ökobilanz ist konkret aber eine ECM-Milch (Energy Corrected Milk), standardisierte Milch mit 4,0 % Fett- und 3,4 % Eiweißgehalt verwendet worden.

rund 10 %, der Eutrophierung mit rund 6 % und der terrestrischen Ökotoxizität mit rund 5 %. Die Humantoxizität und die Ökotoxizität des Süßwassers tragen beide weniger als 1 % zu den gesamten Umweltkosten bei. Für die Interpretation der Bewertung nach Betriebsmodell spielt der Anteil der Wirkungskategorie eine wichtige Rolle. So besitzen die ökologisch wirtschaftenden Betriebssysteme beispielsweise einen deutlichen potenziellen Umweltvorteil bei den toxikologischen Umweltwirkungskategorien. Aufgrund der unterschiedlichen Kostensätze der einzelnen Umweltwirkungskategorien wird im Rahmen der Monetarisierung dieser Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebssysteme in der ökonomischen Bewertung verringert.

Es gilt außerdem zu betonen, dass bei der Monetarisierung einiger Wirkungsbereiche, z.B. der Ökotoxizität oder der Landnutzung, die Unsicherheiten bei den zur Verfügung stehenden Kostensätzen noch erheblich sind und die Datenlage hier noch unsicher ist. Umweltwirkungen deren Monetarisierung noch wenig etabliert ist wurden nicht berücksichtigt oder aber, wie beim Tierwohl, lediglich in einem separaten Exkurs behandelt. Die Ergebnisse sind vor diesem Hintergrund daher als Mindestwerte für die tatsächlichen Umweltkosten zu verstehen.

Basierend auf den Ergebnissen der Studie können verschiedene Empfehlungen für die Politik, bzw. für Politikberatungsbehörden, für landwirtschaftliche Akteure und die Wissenschaft gegeben werden. Es ist jedoch zu betonen, dass aus der Studie keine politischen Konsequenzen gezogen werden können, da keine Instrumentenanalyse durchgeführt wurde. Dies war nicht Gegenstand der Studie. Hier müssen auf Basis der Ergebnisse weitere Forschungsvorhaben angesetzt werden.

Die Studie hat gezeigt, dass sich bei der Erstellung von Ökobilanzen von tierischen Produkten schwierige Abgrenzungs- und Allokationsfragen ergeben. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Ökobilanzen (und darauf aufbauend der Monetarisierung externer Kosten) zu ermöglichen, müsste – sowohl für das Vorgehen bei der Ermittlung der erforderlichen Ökobilanzdaten als auch bei der Monetarisierung – ein entsprechendes Regelwerk zum methodischen Vorgehen (Prozesse, Datengrundlagen) erarbeitet werden, das durch den Einbezug aller relevanten Stakeholder auch eine entsprechende Legitimation erhalten müsste.

Im Sinne eines „Zweiten Preisschilds“, dass die Sozial- und Umweltauswirkungen eines Produkts zumindest partiell vermittelt und gegebenenfalls monetär widerspiegelt, ist für die Produktgruppe Milch vor diesem Hintergrund zum aktuellen Zeitpunkt eher abzuraten oder zumindest nur mit ergänzenden (flankierender) Kommunikationselementen umzusetzen.

Die Studie zeigt außerdem zum einen welche Umweltauswirkungen derzeit sehr gut monetarisiert werden können (siehe Klimaauswirkungen), zum anderen werden an diesem Beispiel aber auch die Grenzen der Monetarisierung aufgezeigt. Ein Teil der (Umwelt)-Wirkungen kann bisher nicht oder nur partiell monetarisiert werden. Einerseits können die Umweltwirkungen in der Ökobilanz nur unzureichend abgebildet werden, andererseits sind die Kostensätze für die Monetarisierung dieser Umweltwirkungen bislang wenig etabliert. Die Kosten werden daher bislang eher unterschätzt. Wenn wichtige Umweltwirkungen nicht oder nur teilweise quantifiziert und monetarisiert werden können, sind zumindest ergänzende Verbalinformationen zu diesen Wirkungen notwendig. (vergleiche hierzu (Teufel et al. 2020)

In diesem Sinne wäre eine Verbraucherkommunikation zur Umweltvorteilhaftigkeit von Milch aus „umweltfreundlicheren“ Betriebssystemen, um Informationen über deren Vorteilhaftigkeit zum Schutz der Biodiversität und den Schutz von Ökosystemleistungen zu ergänzen.

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Studie können für die Wissenschaft bzw. wissenschaftliche Akteure außerdem folgende weitere Empfehlungen gegeben werden. Es besteht weiterer Forschungsbedarf sowohl bei der Weiterentwicklung von Methoden zur Bilanzierung

verschiedener Wirkungskategorien (u.a. toxizitätsbezogene Wirkungskategorien, Biodiversität) als auch bei der Monetarisierung einer Reihe von Umweltwirkungen, bei denen bisher keine oder nur eine unvollständige oder noch wenig etablierte Berechnungsmethodik besteht. Zu diesen Umweltwirkungen gehören vor allem die Beeinträchtigung von Ökosystemen (z.B. durch Emission toxischer Stoffe, Landumnutzung von hochwertigen Ökosystemen, insbesondere im Ausland) und der Ressourcenverbrauch (inklusive Umweltbeeinträchtigungen beim Rohstoffabbau).

In Richtung Landwirtschaft können die Ergebnisse genutzt werden, um aufzuzeigen mit welchen Umweltvorteilen und welche Umweltnachteilen bestimmte Betriebssysteme in der Milchproduktion verbunden sind. Die Ergebnisse können Forderungen stützen, umweltvorteilhaftere Systeme stärker zu unterstützen.

Außerdem untermauern die Ergebnisse die Vorzüge, mit denen „Weidemilch“ und „Weidemilch-Produkte“ derzeit im Handel beworben werden. Die Kommunikation könnte basierend auf den Ergebnissen der Studie ergänzt werden.

Die wichtigsten Stellschrauben zur Verbesserung der Umweltauswirkungen von Milchproduktionssystemen finden sich in der Fütterung. Dies betrifft vor allem den Anteil des Milchleistungsfutters an der Gesamtfutterration, die Zusammensetzung des Kraftfutters als auch die Zusammensetzung des Grundfutters. So ist folgendes festzuhalten:

- Je weniger Milchleistungsfutter eingesetzt wird, desto günstiger wirkt sich dies auf die Umweltbilanz der produzierten Milch aus.
- Der Einsatz von einheimischen Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen statt aus Übersee importierter Soja, bringt potenzielle Umweltverbesserungen mit sich.
- Durch eine Erhöhung des grünlandbasierten Anteils im Grundfutter können Umweltentlastungeffekte erzielt und die Umweltkosten gesenkt werden. Dies kann durch Weidegang und / oder eine Erhöhung des Anteils an Grassilage und Heu im Grundfutter erfolgen.

Summary

This report presents the potential environmental impacts of different systems of conventional and organic milk production, both with and without grazing. In addition to the farming method and the parameter "grazing", the respective production regions have an influence on the results of the life cycle assessment through existing differences in the feed regime. Due to the different site conditions prevailing in the various regions, the feed systems in the regions differ. Other differen¬tiating parameters for German dairy farms are, for example, the breed used, the barn design or the manure management. Overall, it can be stated that there are a large number of different dairy farms in Germany. From this range, a suitable selection of milk production systems to be studied had to be made.

The selection was based on the regional focus of milk production in Germany. The following regions were selected: the North region (or Northwest Germany with the northern part of Lower Saxony and the federal state of Schleswig-Holstein), the Allgäu (with the neighbouring regions of Upper Bavaria and the Swabian Alb), the low mountain regions in Rhineland-Palatinate (Eifel) and North Rhine-Westphalia (Bergisches Land) and the East region with Mecklenburg-Western Pomerania and Brandenburg.

If the selected regions are combined with the parameters farming system (conventional or organic) and grazing (with and without grazing), the result is a total of 16 different milk production systems or 16 different typical farm models, which were compared within the framework of the present LCA.

For the life cycle assessment of the 16 farm models, the following sub-processes were considered:

- Animal husbandry, each subdivided into dairy cows, calves and young cattle;
- Feed provision, including the determination of the energy demand, the basic and concentrated feed demand and the feed rations derived from this;
- Stable buildings and associated structural facilities (manure storage) incl. bedding;
- Calculation of emissions from stables, manure storage and pasture;
- Humus balance and humus change in the course of own fodder cultivation.

Based on the material and energy flows within the aforementioned sub-processes, the potential environmental impacts of milk production were calculated in the various farm models. The quantified environmental impacts from the life cycle assessment were then evaluated in an economic assessment.

The central results and findings of the present study are presented below.

Key results of the impact assessment of this life cycle assessment – Comparison of organic and conventional farm models

If the comparison of the selected farm systems is based on a nutritionally corrected mass-related reference value [litres of fat- and protein-corrected milk], the organic farm models show a more or less clear environmental advantage over the conventional farm models for the vast majority of the impact indicators considered. Only with regard to terrestrial acidification potential and in the use of agricultural land, the conventional farm models perform better in a direct comparison. **It should be emphasised here that the organic farm models do not perform worse in the**

impact category greenhouse gas potential despite the assumed lower milk yields. In the case of two farm models (Allgäu region, without pasture, organic farming and East region, without pasture, organic farming), the values determined for the greenhouse gas potential are even significantly lower than those of their counterparts with conventional farming, at 11 % in each case. Overall, the greenhouse gas potentials determined for the organic farm models were bet¬ween 3 % (Northern region, without pasture management) and 11 % (Allgäu region, without pasture management) lower than those of the respective conventionally managed counterparts. The percentage differences refer to the results after allocation of part of the balanced environ-mental impacts to the co-product meat. This means that the balanced environmental impacts have not been completely allocated to milk. Relevant for these differences is in particular the lower demand for milk performance feed, which was used as a basis for the organically managed compared to the conventionally managed farm model systems.

The fact that the organic farm models do not perform worse than the conventional farm models with regard to the impact category greenhouse gas potential should be emphasised, especially in view of the fact that other environmental advantages of organic dairy production systems could either not be represented at all or only insufficiently within the framework of the life cycle assessment. On the one hand, there are the effects on biodiversity and the loss of ecosystem services.[2] Due to the lack of the necessary generic data, these environmental impacts could not be mapped in the context of this LCA. However, the results obtained have been supplemented by a qualitative assessment of the interrelationships between the farm models investigated and the protected good "biodiversity and ecosystem services" (compare section 1.2). The potential positive effects of increasing the proportion of grassland-based forage on biodiversity conservation and the protection of ecosystem services (such as flood protection and soil fertility) have been discussed, and the endangered status of grassland habitats has been addressed. On the other hand, the toxicological impact categories (aquatoxicity, terrestrial toxicity and human toxicity) should also be mentioned here. These environmental impacts could only be partially represented in the LCA. Thus, it was only possible to take into account energy and material expenditures for the production of chemical plant protection products for the determination of the environmental impact potentials of the toxicological impact categories. The ecotoxicological interactions in the course of the application of chemical plant protection products in fodder cultivation, which are without doubt also relevant, could not be taken into account because the necessary information and data are not available. Especially for the conventionally managed farm models, in which both chemical plant protection products and off-farm, mineral fertilisers are used, the determined contributions therefore represent a lower estimate of the contributions to ecotoxicity potentials that actually occur.

Although the toxicological impact categories – as explained – could only be inadequately mapped, the ecological farm models show environmental advantages here compared to their conventional counterparts. However, due to the prevailing methodological uncertainties in the determination of the toxicological impact categories, the determined environmental advantages are in part only weak or not significant. If one compares the respective counterparts of the organic and conventional management systems of the different farm model systems, the environmental pollution potential of the organic farm model system in the impact category terrestrial ecotoxicity, for example, is between 19 % (central highlands region, without pasture grazing)

[2] Benefits with regard to the issue of "animal welfare", which in the narrower sense cannot be declared as an environmental impact either, cannot be mapped within the framework of a life cycle assessment.

and 42 %[3] (Allgäu region, without pasture grazing) lower than that of the counterpart with conventional management. In the impact category aquatoxicity, the organically managed variants perform better by 16 % (Northern region, without pasture grazing) to 37 % (Allgäu region, without pasture grazing). Looking at the impact category human toxicity, the environmental impact potentials of the model systems with organic management are up to 86 % lower. Here, too, the percentage differences refer to the results after allocation of part of the balanced environmental impacts to the co-product meat. The decisive factor for these differences is the use of alternative plant protection methods and the associated extensive avoidance of pesticides and the use of synthetically produced mineral fertilisers.

It should also be emphasised that the organic farm models have environmental advantages over the conventional farm models even when other reference values are used, or that the analysed environmental advantages are emphasised even more strongly when an economic functional unit or area-related reference value is used as the reference value for the study, rather than a mass-related reference value corrected in terms of nutritional value.

Key results of the impact assessment of the present life cycle assessment – comparison of farm models with and without pasture management

Compared to their respective counterparts without grazing, the farm models with grazing are characterised by lower environmental impact potentials for the various impact categories. This applies in particular to the impact categories cumulative energy demand, water consumption, and terrestrial acidification, terrestrial toxicity and aquatoxicity. If one compares the respective counterparts of the differentiated farm model systems with and without grazing and indicates the percentage value by which the respective counterpart with grazing is lower, the differences in the respective environmental impact potentials have been calculated as follows: cumulative energy demand (4 – 50 % lower), water consumption (5 – 33 % lower), and terrestrial acidification (10 – 36 % lower), terres¬tric toxicity (4 – 31 % lower) and aquatic toxicity (3 – 29 % lower). The percentage differences here also refer to the results after allocation of part of the environ¬mental impacts to the co-product meat. On the basis of the results of the present study, pasture farming can therefore be assessed as advantageous from an environmental point of view.

Further key results from the contribution analysis

Furthermore, the following findings were obtained in the course of a detailed contribution analysis:

- The direct emissions from milk production (especially methane emissions from digestion) and the provision of feed, or the processes and input flows that occur in the context of the production of feed, make the largest individual contributions to the global warming potential. In the conventionally managed farm models – depending on the farm model system – 26 to 46 % of the greenhouse gas emission potential is due to direct emissions and between 18 and 34 % of the greenhouse gas emission potential is due to feed preparation. In the organic farming models, the proportional contributions of direct emissions are between 35 and 46 %. The share of greenhouse gas emission potential due to feed provision is between 6 and 20 % here and is lower in a direct comparison with the respective counterparts.

[3] The identification of significant parameters and differences in the present study is based on heuristically derived significance thresholds. In the effect categories aquatoxicity, terrestrial ecotoxicity and human toxicity, differences > 20% are weakly significant in this study.

- If we look at the contributions of direct emissions to the greenhouse gas emission potential in absolute figures, the organically managed farm model systems show higher values compared to their conventionally managed counterparts. This is due to the lower milk yield of the organic farm models. With a comparable basal metabolic rate (especially methane emission from digestion) of the dairy cows, the comparatively lower milk yield has an effect on the balance.
- The assumptions made regarding the composition and quantity of feed used for milk production play an important role in the overall result of the respective environmental impact potential across all impact categories.

The robustness and informative value of the results of the life cycle assessment were tested in depth in the course of carrying out a total of seven sensitivity analyses. The following significant parameters of the life cycle assessment of milk production systems were identified:

- Functional unit: The results of the life cycle assessment of milk production systems depend on the respective reference value or functional unit. For the functional unit "per kg ECM milk", the organic farm models show an environmental advantage over conventional farms for the vast majority of the impact indicators considered. If one compares the results per € of marketable product with the results per kg of ECM milk, the environmental advantages of the organic products compared to the conventional products are even greater. If one relates the results of the life cycle assessment to an area-related variable, this has the same effect.
- Allocation: In milk production, meat is a by-product that is also marketed. If part of the balanced potential environmental impacts is allocated to meat, this leads to fundamentally lower absolute values for milk production. This effect has a somewhat stronger impact on the result for the organic farm models, since in these models slightly more meat is produced per kg of milk. In principle, there are different methodological approaches to allocation. The present study shows that the definitions of allocation methods are primarily relevant for the absolute results of the impact assessment. The comparison of conventional and organic farm model systems with and without grazing is less affected by this than when comparisons are made between the results of different studies. The approach to biophysical allocation according to IDF (IDF 2013), which is defined as an industry standard, is to be regarded as an adequate approach.
- In the context of a sensitivity analysis, the milk yield was varied so that the effect of the higher and lower milk yields could also be depicted. It was shown that a further increase to 10,000°l in the conventionally managed farm model systems and to 8,500°l in the organically managed farm model systems is not a suitable measure for reducing the environmental impact of milk production. For organic farm model systems, the effect of a significantly reduced milk yield was also investigated. For the majority of the environmental impacts considered, a lower milk yield results in a reduction of the respective environmental impact potentials. One exception is the environmental impact of greenhouse gas emission potential. Here, the reduced milk yield causes a significantly increased value for the greenhouse gas emission potential. From the results of the present study it can be concluded that - starting from a low milk yield level - significant savings in greenhouse gas potential can initially be achieved

through a moderate increase in milk yield. However, the higher the milk yield, the lower the possible savings effect through further increases in milk yield. The present evaluation also shows that an increase in milk yield, which may be justified from the point of view of climate protection, can be accompanied by disadvantages in other environmental problem areas, such as cumulative energy demand and agricultural land use.

- Feed basis and dairy performance feed: The feed used to feed dairy cows, and in particular the demand for and composition of dairy performance feed, are highly relevant to the environmental impact of milk production. Soy-based feed components are an important component of conventional dairy performance feed. A sensitivity analysis has shown that potential environmental improvements can be achieved by substituting soy-based components imported from overseas with indigenous forage legumes, such as field beans. However, there is a need for research on the question of whether a complete or partial substitution of soy-based feed components imported from overseas can be realised in practice. Questions regarding the availability of the land required for this or questions regarding the operational changes required for this (for example, changes in cultivation practices) and their ecological effects could not be investigated within the framework of the present study, so that on the basis of the results of this study no recommendations can be made regarding an optimal composition of the milk performance feed from an ecological point of view. However, based on the results of the comparison of the selected farm models, the statement can be made that the less milk performance feed is used in a farm model, the more favourable this has an effect on the specific environmental impact of milk production.

- Significance of the determination of the size of the livestock: The defined regionally typical farm models are characterised by specific herd sizes. However, the effects of the herd size on the result are comparatively minor. Actual advantages associated with the assumption of larger animal herds, for example in terms of energy demand (e.g. milking with different milking parlours), are taken into account in the present study, but have little effect on the absolute results given the dominance of other processes. It should be noted here that aspects that may be relevant from a business management point of view (e.g. additional work in the pasture grazing of a larger herd) are not taken into account in the present ecological analysis.

- Importance of the production region: In this study, four important milk production regions in Germany are considered. In doing so, essential natural conditions in the selected regions are taken into account via herd size, animal breed and, in particular, via the region-specific feed rations. Even if the basic fodder production in terms of arable land and grassland differs significantly in the selected regions, the environmental impacts on the end product milk are largely comparable for the central highlands, North and East regions. Somewhat greater differences are found in the Allgäu region, where on the one hand a dual-purpose cattle (Fleckvieh cattle) is considered and on the other hand a fodder ration strongly based on basic fodder was taken as a basis for the balancing.

- Assessment of the use of plant protection products: With regard to the toxicological assessment, and here in particular with regard to the plant protection products and mineral fertilisers used in the conventional farm models, it must be noted that although the production

and provision of the corresponding substances could be taken into account here, the application and the complex, ecotoxicological interactions of these substances that subsequently arise could not. There is no scientifically recognised standard assessment method for the life cycle assessment of complex human and ecotoxicological interactions. This means that the potential environmental impacts of pesticide use are underestimated in this study due to the lack of standard assessment methods. The results presented in this study for the impact assessment of toxicological aspects should therefore be interpreted very cautiously. This is confirmed in particular by the sensitivity analysis carried out for this purpose. In order to enable a monetarisation of the environmental impacts mentioned, the results are nevertheless included. However, the present LCA does not draw any conclusions on the basis of the toxicity-related results.

Further research is needed to assess biodiversity-relevant aspects in the context of life cycle assessments.

Within the framework of the selected methodological approach, no assessment of biodiversity-relevant aspects can be carried out, as no characterising datasets on biodiversity-relevant aspects are yet available for the defined typical operating systems. Corresponding limitations will in all likelihood remain relevant for future studies. However, a promising approach in this context could be to first test existing concepts on the network of pilot farms based on individual farm analyses. On the basis of the results at the individual farm level, it could then be examined whether findings can also be derived for the comparison made at the inter-farm level.

Classification of the results

Comparing the results of the present study with the results of other LCA studies of dairy production in industrialised countries shows that the results of the present study for the impact categories greenhouse gas emission potential, acidification potential and eutrophication potential lie within the typical range of results of other LCA studies. This applies equally to both conventional and organic farming models. However, the values calculated in this study for the toxicological impact categories are significantly higher than the values published to date. In particular, the values determined in this study for the terrestrial ecotoxicity potential deviate by several dimensions from the results previously published in the literature. This significant deviation is due to the fact that the ecotoxicity-related impact indicators of the ReCiPe assessment method have been updated in the recent past. A direct comparison of the results for the toxicity potentials available in this study with the results in the literature is therefore not meaningful.

Key results of the impact assessment of the economic evaluation

Against the background of pressing global environmental problems, such as climate change and the loss of biodiversity and ecosystem services, and the urgent need to develop effective solutions to these problems, the question of the "external costs" of unsustainable production methods is increasingly coming to the forefront of social discussions. The term external costs refers to costs that are incurred in the production of specific products over their entire life cycle, which are borne by the polluters or consumers and are not included in the price of the product. These costs arise, for example, from ecological damage caused by the production process for which the producer does not have to pay. External costs can also be caused by damage to health as a result of the use or production of the products.

The quantified environmental impacts from the life cycle assessment were evaluated econo-mically within the framework of the study carried out. The analysis focused on the environmental

impacts and their costs. Consequently, the analysis did not include a comprehensive economic evaluation of different production systems, including consideration of operating costs. The present analysis was intended to show what costs arise for society from the environmental impacts of the milk production systems investigated. For this purpose, the results of the LCA, which are available in the form of impact indicators, are monetised using appropriate cost rates from established studies and methodological manuals. Due to existing methodological gaps, it was not possible to carry out a comprehensive monetisation for all environmental impacts. With the help of various sensitivity analyses, uncertainties in the monetarisation have been identified. The results of the monetary valuation of the various environmental impacts were finally added to the total environmental costs per production system. In this way, total values of the economically relevant environmental costs for the different (dairy) production systems were obtained, which are comparable with each other.

With monetarisation in the form of environmental costs, different environmental impacts are thus presented in aggregated form. This is a major advantage of this methodology. The environmental impacts of consumer goods (or the use of consumer goods) are presented in a single, easily understandable unit. This unit can be compared with the production price or purchase price or, if applicable, the costs of use. The monetarisation of environmental costs is therefore – even if there are methodological and data limitations – in principle a suitable form of aggregation. In contrast to the environmental costs of transport or energy production, however, the environmental costs of agriculture have so far been much less comprehensively studied.

The environmental costs determined for the farm models studied range from around 21 to 34 €-cents per kg of raw milk. Comparing farm systems with and without grazing, the farm systems with grazing are consistently characterised by lower environmental costs. The farm models with grazing cause between 2 % and 24 % less environmental costs than those without grazing. In absolute figures, this is between 0.6 and 6.6 €-cents per kg of raw milk from farm model systems with grazing.

If one compares the environmental costs of the farm models examined according to their farming method, an advantage of the organically managed farms can be seen, with one exception. That is, seven of the eight organic farm systems studied are characterised by lower environmental costs compared to their conventional counterparts. In concrete terms, the environmental costs of these seven organic farm systems are between 2 % and 19 % lower than those of the conventional comparison pair. Expressed in euros, this means 0.5 to 5 € cents less environmental costs per kg of raw milk.

The lowest environmental costs are caused by the combination organic with grazing. The farm systems with this combination cause between 15 % and 24 % less environmental costs than the other farm systems.

The average environmental costs across all the farm models investigated are around 30 € cents per kg ECM milk. The shares of the individual impact categories in the total environmental costs differ significantly. The climate costs account for by far the largest share with about 62 % of the total costs. The second largest fraction on average is land use with a share of about 17 %, followed by acidification with a share of about 10 %, eutrophication with about 6 % and terrestrial ecoto¬xiccity with about 5 %. Human toxicity and freshwater ecotoxicity both contribute less than 1 % to the total environmental costs. The environmental advantage that the organically managed farm model systems have in the toxicological impact categories is reduced in the economic evaluation by applying the available cost rates for the individual environmental impact categories.

It should also be emphasised that in the monetarisation of some impact areas, e.g. ecotoxicity or land use, the uncertainties in the available cost rates are still considerable and the data situation here is still uncertain. Environmental impacts whose monetarisation is not yet well established were not taken into account. Against this background, the results should therefore be understood as minimum values for the actual environmental costs.

Based on the results of the study, various recommendations can be made for policy-makers, policy advisory authorities, agricultural actors and the scientific community.

The study has shown that difficult delimitation and allocation issues arise in the preparation of LCAs of livestock products. In order to enable comparability of the results from different LCAs (and, based on this, the monetarisation of external costs), an appropriate set of rules on the methodological procedure (processes, data basis) would have to be developed – both for the procedure for determining the necessary LCA data and for monetarisation. It should also be taken into account that the inclusion of all relevant stakeholders in the development of such a set of rules can also achieve the necessary legitimacy for the set of rules.

Against this background, a "second price tag" that at least partially communicates the social and environmental impacts of a product and, if necessary, reflects them in monetary terms, is not advisable for the milk product group at this point in time or should at least only be implemented with supplementary (flanking) communication elements.

The study also shows, on the one hand, which environmental impacts can currently be monetarised very well (see climate impacts), but on the other hand, this example also shows the limits of monetarisation. Some of the (environmental) impacts cannot yet be monetised, or only partially. On the one hand, the environmental impacts can only be insufficiently represented in the LCA, and on the other hand, the cost rates for the monetarisation of these environmental impacts have so far been little established. The costs have therefore tended to be underestimated up to now. If important environmental impacts cannot or can only partially be quantified and monetised, at least supplementary verbal information on these impacts is necessary. (see Teufel et al, about to be published). In this sense, consumer communication on the environmental benefits of milk, which is based on the monetarisation of external costs, should be complemented by information on their benefits for the protection of biodiversity and ecosystem services.

Based on the results of the present study, the following further recommendations can also be made for the scientific community or scientific actors. There is a need for further research both in the further development of methods for accounting for various impact categories (including toxicity-related impact categories, biodiver¬sity) and in the monetarisation of a number of environmental impacts for which no or only incomplete or as yet little established calculation methodology exists. These environmental impacts include, above all, the impairment of eco-systems (e.g. through the emission of toxic substances, land conversion of high-value ecosystems, especially abroad) and the consumption of resources (including environ¬mental impacts from the extraction of raw materials).

With regard to agriculture, the results can be used to show which environmental benefits and which environmental disadvantages are associated with certain farm systems in milk production. The results can support calls for greater support for more environmentally beneficial systems.

In addition, the results support the advantages with which "pasture milk" and "pasture milk products" are currently promoted in the trade. Communication could be supplemented based on the results of the study.

The most important levers for improving the environmental impact of dairy production systems can be found in feeding. This applies above all to the proportion of milk performance feed in the total feed ration, the composition of concentrated feed and the composition of the basic feed. The following can be noted:

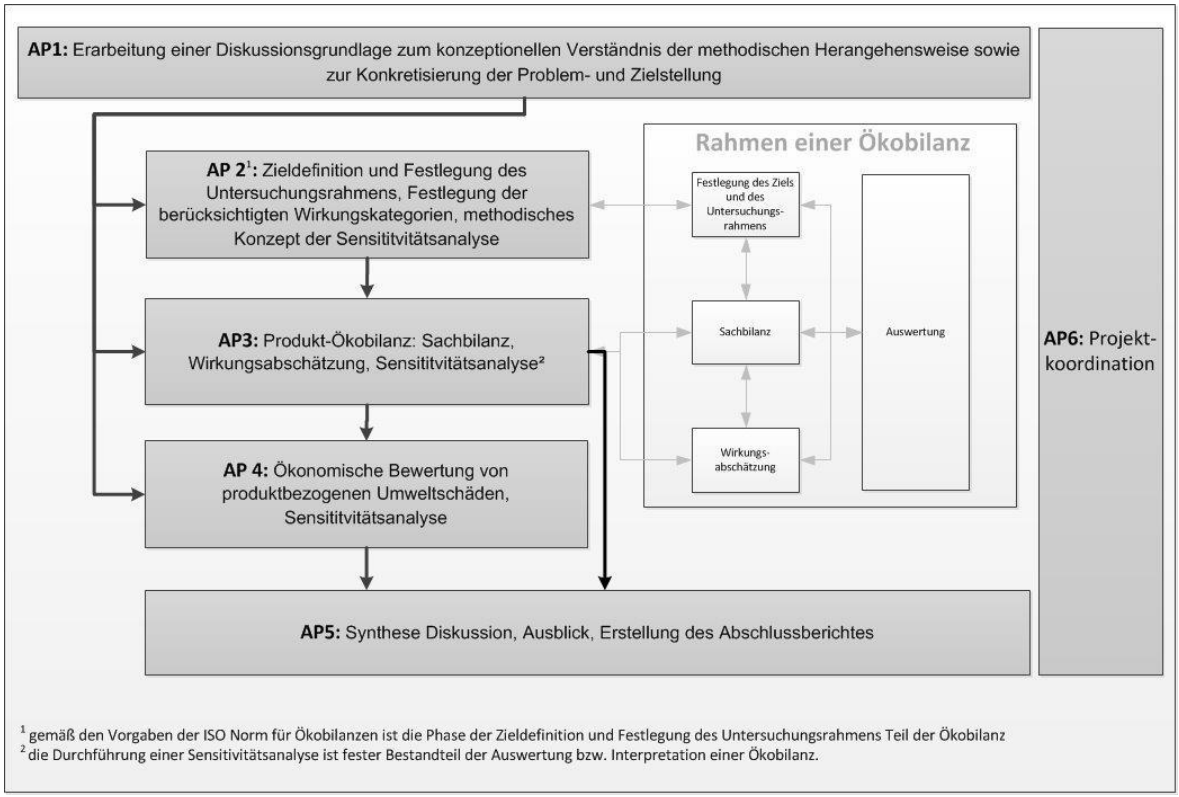
- The less dairy performance feed is used, the more favourable this is for the environmental balance of the milk produced.
- The use of indigenous forage legumes, such as field beans instead of soya imported from overseas, brings potential environmental improvements.
- Increasing the grassland-based share in the basic feed can achieve environmental relief effects and reduce environmental costs. This can be done by grazing and/or increasing the proportion of grass silage and hay in the basic feed.

1 Hintergrund und Ziel des Forschungsvorhabens

Das übergeordnete Ziel dieses Forschungsvorhabens war es, die Möglichkeiten und Schwierigkeiten der produktbezogenen Bilanzierung und Monetarisierung der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Wertschöpfungsketten zu erörtern. Konkret sollte eine vergleichende Ökobilanz „from-cradle-to-farmgate“ der Produkte aus konventionellen und ökologischen Milchkuhhaltungssystemen erstellt werden. Daran anschließend sollten die bilanzierten Umwelteffekte ökonomisch bewertet und monetarisiert werden. Auf Basis dieses konkreten Fallbeispiels sollte ein anschlussfähiges methodisches Konzept entwickelt und erprobt werden, mit dem Umweltauswirkungen und externe Kosten landwirtschaftlicher Produktionssysteme trotz bestehender Unsicherheiten und existierender Systemunterschiede veranschaulicht werden können.

Der generelle Aufbau des Forschungsvorhabens ist in Abbildung 1 dargestellt.

Abbildung 1: Aufbau des Forschungsvorhabens



AP = Arbeitspaket

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Insgesamt umfasste das Vorhaben fünf inhaltliche Arbeitspakete. Basierend auf der Erstellung einer Diskussionsgrundlage (AP1) wurden dabei zunächst in Form eines Sachstandsberichtes das Ziel und der Untersuchungsrahmen der ökobilanziellen Untersuchung (AP2) vorgelegt, die in diesem Bericht in Abschnitt 3 dokumentiert sind. Die Ergebnisse der Produkt-Ökobilanz (AP3) werden im hier vorgelegten Bericht in den Abschnitten 4, 5, 6 und 7 dokumentiert. Diese dienten als Grundlage der ökonomischen Bewertung von produktbezogenen Umweltschäden (AP4), die im Abschnitt 8 dokumentiert ist. Abschließend wurden die Ergebnisse der einzelnen Arbeitspakte in Form einer Synthese zusammengefasst (AP5), die in Abschnitt 9 ausgearbeitet ist.

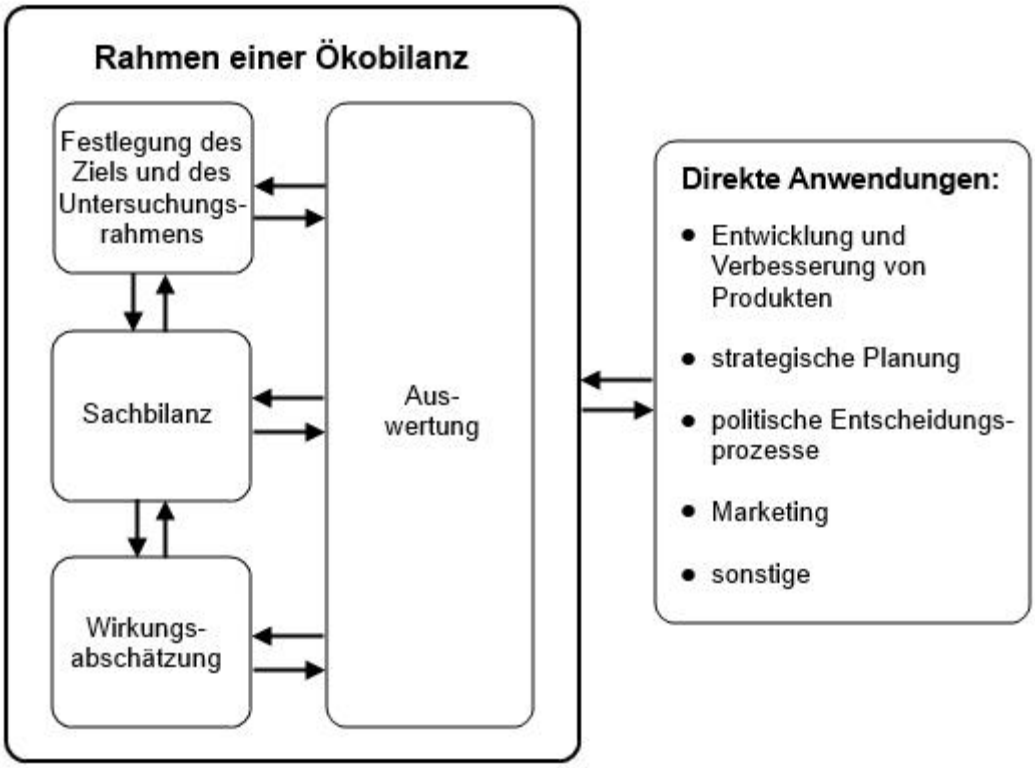
2 Konzept der vorliegenden Ökobilanz

Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit der Her- oder Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung verbundenen Umweltaspekte. Im Zuge einer Ökobilanzstudie werden die potenziellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes untersucht.

Die grundlegende Methodik der Ökobilanz ist in den internationalen Normen DIN EN ISO 14040:2006 und DIN EN ISO 14044:2018-05 festgelegt. Durch die Einhaltung der in den Normen festgelegten Anforderungen und Empfehlungen ist gewährleistet, dass die in einer Studie getroffenen Annahmen und die inhaltliche Zielstellung der Studie transparent dokumentiert werden. Dies ermöglicht, dass die Ergebnisse unterschiedlicher Ökobilanzstudien verglichen werden könne, wenn die Annahmen und die inhaltliche Zielstellung der Studien einander entsprechen (vgl. DIN e.V. (Hrsg.), DIN 14040:2009-11, 2009, S. 5).

Abbildung 2 zeigt das grundlegende Konzept und die generelle Vorgehensweise bei der Erstellung einer Ökobilanz. Dabei wird sichergestellt, dass die zu untersuchenden Systeme über die betrachteten Lebenszyklusphasen hinweg vollständig erfasst und alle ergebnisrelevanten Umweltwirkungen in der Bilanz berücksichtig werden.

Abbildung 2: Phasen einer Ökobilanz



Quelle: (DIN EN ISO 14040:2009-11)

Die Erstellung einer Ökobilanz ist ein iterativer Prozess. Das bedeutet, dass auf Basis der Ergebnisse in einer bestimmten Phase der Ökobilanz noch einmal Veränderungen oder Ergänzungen in der vorangegangenen Phase vorgenommen werden. Der iterative Ansatz innerhalb und zwischen den Phasen trägt zur Ganzheitlichkeit und Konsistenz der Studie bei.

Grundsätzlich folgt die Erstellung der hier vorgelegten Ökobilanz den Vorgaben der Normen zur Durchführung von Ökobilanzen. Entsprechend folgt auch der hier vorgelegte Bericht den Vorgaben zur Berichterstattung über Ökobilanzstudien.

Eine kritische Prüfung der Ergebnisse der Ökobilanz und des hier vorgelegten Studienberichts war im Forschungsvorhaben jedoch nicht vorgesehen. Allerdings ist das Forschungsvorhaben von einem Projektbegleitkreis unterstützt worden. Dieser Begleitkreis hat sowohl das angewendete methodische Vorgehen als auch die Ergebnisse kritisch begutachtet, kommentiert und diskutiert.

2.1 Stand des Wissens zur ökobilanziellen Bewertung von Milchproduktionssystemen

Die Erstellung produktbezogener Ökobilanzen, also die systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten und Produktsystemen entlang des Lebenszyklus ist eine seit über 20 Jahren etablierte und bei vielen Stakeholdern anerkannte Methode zur Bewertung der Umweltleistung von Produkten. Auch im Bereich landwirtschaftlicher Produktionssysteme wurde bereits vielfach die Möglichkeit genutzt, durch produktbezogene Ökobilanzen ökologische Optimierungspotenziale zu identifizieren oder aber den ökologischen Fußabdruck von Nahrungsmitteln abzubilden.

Aussagekräftige Quervergleiche zwischen verschiedenen Studien sind jedoch aufgrund unterschiedlicher Festlegungen und Annahmen bzw. aufgrund der verwendeten Daten oft nur eingeschränkt möglich. Im Ergebnis liegen daher zahlreiche Forschungsergebnisse vor, die sich jedoch hinsichtlich der Qualität und Belastbarkeit stark unterscheiden. Dies kann soweit führen, dass unterschiedliche Untersuchungen zu abweichenden, sich teilweise sogar widersprechenden Ergebnissen und Schlussfolgerungen kommen. Die Gründe hierfür sind:

- Die große Bandbreite an existierenden Produktionsverfahren bzw. substanziell divergierenden Produktionsbedingungen, mit denen landwirtschaftliche Erzeugnisse hergestellt werden.
- Die Fokussierung auf den Vergleich heuristischer Kategorien, wie „konventionelle“ und „ökologische“ Landwirtschaft, die der beträchtlichen Variabilität innerhalb der jeweiligen Kategorien nicht oder nur unzureichend gerecht wird.
- Die Festlegung von Annahmen, die nicht oder nicht ausreichend empirisch belegt oder objektiv begründbar sind, jedoch relevant für die Ergebnisse sind.

Allgemein ist es für ökobilanzielle Studien wesentlich, zwischen Variabilität und Unsicherheit zu unterscheiden. Dies gilt auch und insbesondere für Ökobilanzen im Lebensmittelmittelbereich, bei denen eine gegenüber anderen Wirtschaftssektoren vergleichsweise höhere Variabilität bei den eingesetzten Produktionsverfahren und der jeweiligen Vorketten zur Bereitstellung von Futter- und Betriebsmitteln besteht. Wichtig ist hier zu verstehen, dass die Variabilität eines untersuchten Produktsystems nicht durch verstärkte Untersuchungsanstrengungen reduziert werden kann. Anders als zum Beispiel die Unsicherheit bei der Modellierung eines Produktionssystems lässt sich eine bestehende Variabilität des zu untersuchenden Produktsystems (in diesem Fall die Milchkuhhaltung) nur dahingehend fassen, dass anhand definierter Kriterien belastbar und transparent entschieden werden kann, wie dieser Variabilität Rechnung in der vorliegenden Studie Rechnung getragen wird (vgl. Kapitel 3).

Daneben bestehen konkrete Diskussionspunkte, die die adäquate Festlegung des Untersuchungsrahmens, sowie die Festlegung der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien betreffen.

- Die **Festlegung einer funktionellen Einheit**, die den quantifizierten Nutzen eines Produktsystems darstellt und als Vergleichseinheit für verschiedene Produkte oder Produktionsverfahren fungiert, ist Kernbestandteil einer jeden Ökobilanz. Sie dient hauptsächlich dazu, einen Bezug zu schaffen, auf den die Input- und Outputflüsse bezogen werden. Die Bezugsbasis ist laut ISO 14040 notwendig, „um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Ökobilanzen sicherzustellen." Für Produkt-Ökobilanzen von landwirtschaftlichen Produktionssystemen kommen grundsätzlich mehrere funktionelle Einheiten in Frage, die allesamt auf die eine oder andere Art als angemessen zu bezeichnen sind. Entsprechend werden in der vorliegenden Studie mehrere funktionelle Einheiten betrachtet. Die Ergebnisse werden einander gegenübergestellt und im Quervergleich diskutiert.
- **Umgang mit Koppelprodukten** in landwirtschaftlichen Produktionssystemen. Auch wenn hier in den ISO 14040 und 14044 vorrangig die Systemerweiterung diskutiert wird, werden in der ökobilanziellen Praxis i.d.R. Allokationsregeln festgelegt, um den Aufwand für die Datenerhebung und Modellierung auf ein handhabbares Maß zu begrenzen und handhabbare Ergebniskategorien abzuleiten. Mit der Festlegung von Allokationsregeln werden Entscheidungen getroffen, die im betreffenden Fall durchaus ergebnisrelevant sind. Typischerweise werden in Ökobilanzen ökonomische und/oder physische Allokationsverfahren angewendet, jedoch werden in der Literatur auch weitere mögliche Allokationsverfahren vorgeschlagen (z.B. auf Basis des Nährwertes). Aufgrund der potenziell hohen Ergebnisrelevanz der Wahl des Allokationsverfahrens werden im Vorhaben im Zuge der Sensitivitätsanalyse verschiedene Allokationsverfahren mit Blick auf ihre Geeignetheit (konkreter: Anwendbarkeit, nahe am „Verursacherprinzip") gegenübergestellt und die Ergebnisrelevanz systematisch herausgearbeitet.
- In der landwirtschaftlichen Produktion wird eine Vielzahl an **Pestiziden, Düngemitteln** und in der Tierhaltung und -zucht teilweise auch **Medikamente** eingesetzt. Neben der adäquaten Berücksichtigung dieser Inputs im Rahmen der Erstellung der Sachbilanz[4] der zu vergleichenden Produktionssysteme kann es herausfordernd sein, eine adäquate Abschätzung des komplexen Wirkungsgefüges human- und aquatoxischer Substanzen vorzunehmen.
- Die adäquate Festlegung der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien für die holistische ökologische Bewertung von landwirtschaftlichen Produktionssystemen ist eine nach wie vor große Herausforderung. Klassische, in Ökobilanzen gängige ökobilanzielle Wirkungsabschätzungsmodelle sind nur eingeschränkt dazu geeignet, die vielfältigen Dimensionen der Wechselwirkung landwirtschaftlicher Produktionssysteme mit dem umgebenden Ökosystem abzubilden und zu bewerten.

Die vorliegende Untersuchung verfolgt das Ziel einer möglichst umfassenden ökobilanziellen Bewertung verschiedener Milcherzeugungssysteme. Den vorgenannten Herausforderungen soweit als möglich zu begegnen, ist dabei ein wesentliches Ziel der Untersuchung.

[4] In der Phase der Sachbilanz werden die Input- und Outputströme des gesamten Produktlebensweges beschrieben.

3 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

In den folgenden Abschnitten dieses Kapitels wird zunächst das Ziel der Ökobilanz-Studie erläutert (vgl. Abschnitt 3.1). Daran anschließend wird der Untersuchungsrahmen der Ökobilanz dokumentiert und beschrieben, welche Produktsysteme miteinander verglichen werden und welche methodischen Festlegungen (z.B. funktionelle Einheiten, Systemgrenzen, Allokationsverfahren, Anforderungen an Daten usw.) getroffen wurden (vgl. Abschnitt3.2).

3.1 Ziel der Ökobilanz

Die Zielgruppen der Ergebnisse der vorliegenden Ökobilanz sind:

- die Fachöffentlichkeit im Bereich der ökologischen Bewertung von landwirtschaftlichen Produktionssystemen;
- Entscheidungsträger im Bereich der Umwelt-, Ernährungs- und Landwirtschaftspolitik;
- Entscheidungsträger im Bereich der ernährungsbezogenen Verbraucherschutzpolitik mit Fokus auf die Umweltkennzeichnung von Lebensmitteln und
- Verbraucherinnen und Verbraucher in Deutschland.

3.2 Untersuchungsrahmen der Studie

3.2.1 Allgemeine Hinweise

Bei der **Festlegung des Untersuchungsrahmens** einer Ökobilanz müssen die zu untersuchenden Produktsysteme und die Funktionen des Produktsystems berücksichtigt und eindeutig beschrieben werden.

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz werden verschiedene Systeme zur Milcherzeugung miteinander verglichen. Die grundlegende Funktion bzw. der Nutzen der verglichenen Systeme ist die Erzeugung von Kuhmilch.

Im Zuge der Ökobilanz müssen die zugehörigen Stoff- und Energieströme ebenso wie die Wirkungsabschätzung auf eine einheitliche Bezugsgröße bezogen werden. Hierzu werden eine geeignete **funktionelle Einheit** und der entsprechende **Referenzfluss** festgelegt. ISO 14040 beschreibt die funktionelle Einheit als den quantifizierten Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit. Die FE muss dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Studie entsprechen, was im hier vorliegenden Fall bedeutet, dass sie einen direkten Vergleich der verschiedenen betrachteten Milcherzeugungssysteme erlaubt (vgl. Abschnitt 3.2.3).

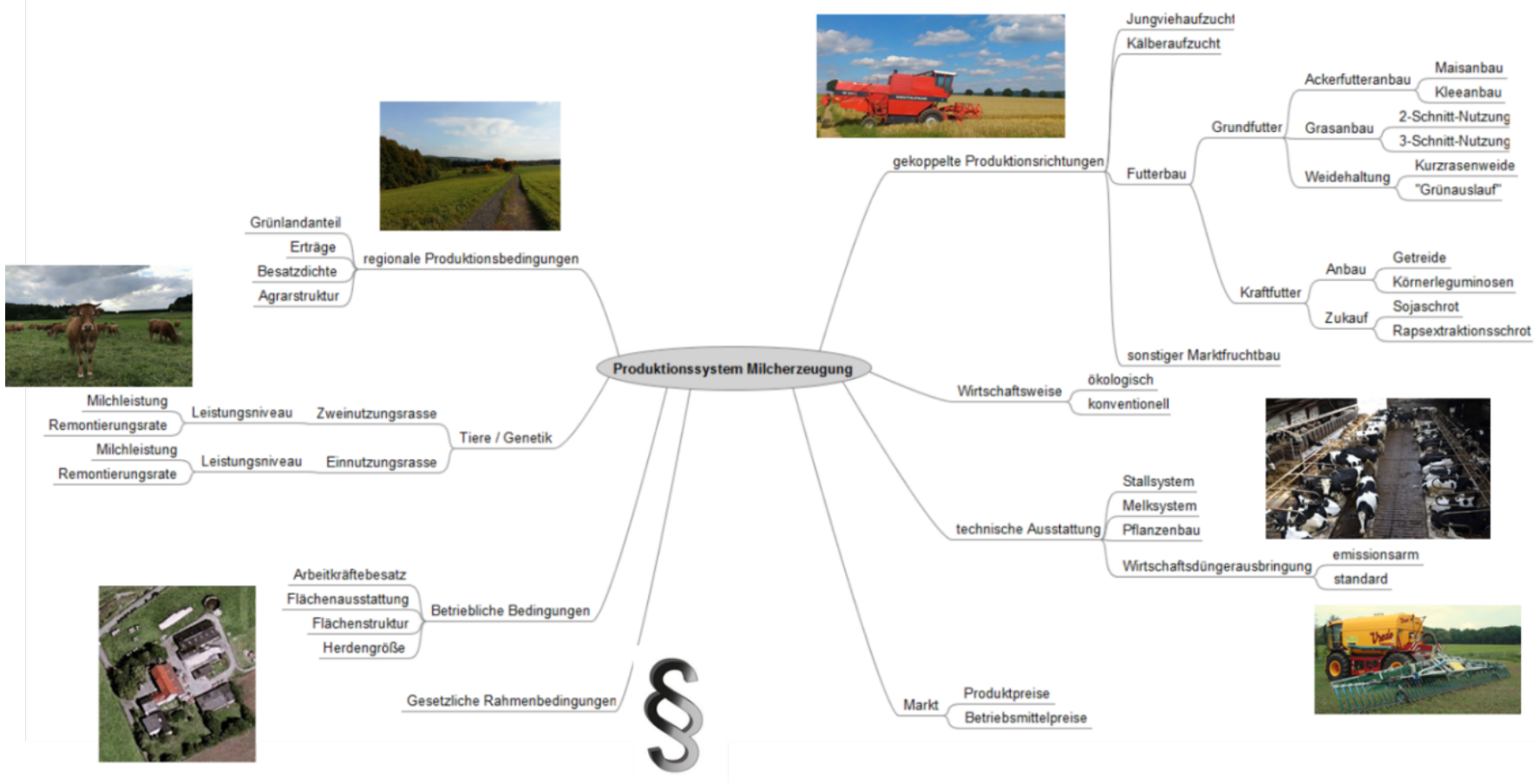
Darüber hinaus umfasst die Festlegung des Untersuchungsrahmens die eindeutige Darstellung der **Systemgrenze** der Betrachtung, also eine Beschreibung der in der Studie berücksichtigten Prozesse (z.B. Tierhaltung, Futtermittelerzeugung, Melken, Wirtschaftsdüngerbehandlung). Ebenso muss eindeutig festgelegt werden, welche **Allokationsverfahren** (z.B. Aufteilung der Umweltwirkungen auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch) angewandt werden.

Der Untersuchungsrahmen der Studie beschreibt darüber hinaus auch die Festlegungen zur Methodik für die **Wirkungsabschätzung** und die Wirkungskategorien (z.B. Berechnung der Treibhausgasemissionen der Milcherzeugung). Weiterhin müssen die Methoden zur **Auswertung** der Ergebnisse, die **Anforderungen an die Daten** (inkl. Datenqualitätsanforderungen), die getroffenen **Annahmen und Werthaltungen** (z.B. zur Gestaltung der Futterrationen) und die sich

daraus ergebenden Einschränkungen in Bezug auf die **Auswertung** der Ergebnisse erläutert werden (DIN EN ISO 14044:2018-05).

Auf Basis der natürlichen und agrarstrukturellen Bedingungen haben sich im Laufe der Zeit typische Produktionssysteme der Milcherzeugung in Deutschland herausgebildet. Die Bandbreite dieser Produktionssysteme ist groß. Sie unterscheiden sich u.a. in der Wirtschaftsweise (ökologisch, konventionell), den regionalen Produktionsbedingungen (z.B. Höhe der Erträge im Futtermittelanbau, Grünlandanteil), den konkreten betrieblichen Rahmenbedingungen (wie Flächenausstattung, Flächenstruktur, Herdengröße), der technischen Ausstattung (Stallsystem, Melksystem, Art der Wirtschaftsdüngerausbringung etc.), dem Einsatz unterschiedlicher Rassen und den gekoppelten Produktionssystemen (z.B. Kälber- und Jungviehaufzucht, Futterbau bzw. Zusammensetzung und Herkunft der verwendeten Futtergrundlage, sonstiger Marktfruchtanbau). Ein Überblick über die charakterisierenden Parameter der verschiedenen Milchproduktionssysteme in Deutschland ist in Abbildung 3 dargestellt.

Abbildung 3: Übersicht über die wesentlichen Bestandteile von Milchproduktionssystemen



Quelle: Eigene Darstellung, KTBL

Mit Blick auf die Zielsetzung des Vorhabens ist es aufgrund der großen Bandbreite an Milchproduktionssystemen in Deutschland notwendig, eine geeignete Auswahl der zu betrachtenden Systeme zu treffen. Im Folgenden (siehe Abschnitt 3.2.2) wird die Auswahl vorgestellt und begründet.

Die Auswahl erfolgte vor dem Hintergrund, die real existierende Bandbreite an regionalspezifisch unterschiedlichen Produktionssystemen und den damit verbundenen Umweltauswirkungen abzubilden. Zudem wurde bei der Auswahl darauf geachtet, dass „typische" Systeme definiert werden. Deshalb wurden bei den Produktionssystemen die Rinderrassen mit dem größten Anteil berücksichtigt. 2017 war am weitesten verbreitet die Rasse Holstein-Schwarzbunt mit einem Anteil von 48,1 % an allen Milchkühen, gefolgt vom Fleckvieh mit 24,1 % (Bundesverband Rind und Schwein e.V. 2018). Diese beiden Rassen vertreten 72,2 % aller Kühe bzw. 80,4 % aller Milchkühe. Regional von Bedeutung sind noch die Rassen Holstein-Rotbunt (Schwerpunkt Nordrhein-Westfalen) mit einem Anteil von 5,5 % und Braunvieh mit 3,6 % (Voralpenregionen in Bayern und Baden-Württemberg). Da die beiden Rassen Holstein-Schwarzbunt und Fleckvieh auch die höchste Milchleistung haben, wird von diesen mehr als 90 % der Milch erzeugt.

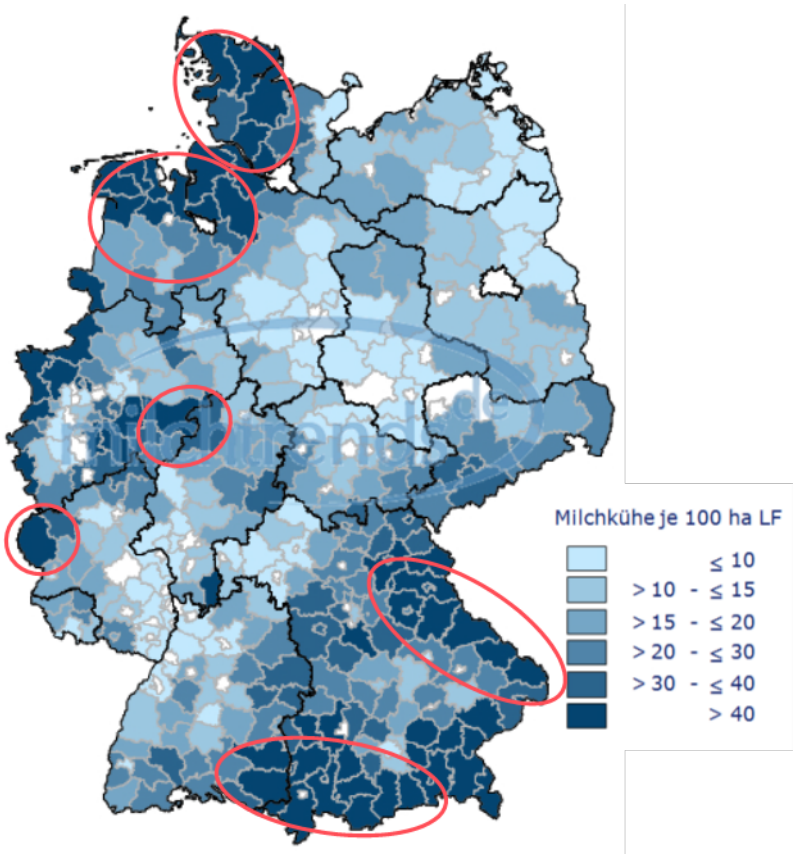
Bei der vorliegenden Untersuchung handelt es sich um eine attributive Ökobilanz und nicht um eine folgenorientierte Ökobilanzierung. Effekte, die sich aus einer Änderung der Milchproduktion in Deutschland ergeben, wie zum Beispiel der zunehmenden Umstellung von konventioneller auf ökologische Wirtschaftsweise, werden daher nicht berücksichtigt.

3.2.2 Auswahl der zu untersuchenden Produktionssysteme

Milchproduktionssysteme sind stark von der jeweiligen Erzeugungsregion und deren Standortbedingungen abhängig. Standortbedingungen sind z.B. Agrarstruktur, Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche, Grünlandanteil, Geländetopographie, Bodenart, Ertragsniveau und Klimabedingungen. In der vorliegenden Studie werden daher für eine bestimmte Region „typische" Milchproduktionssysteme definiert, die als **Betriebsmodelle** bezeichnet werden. Es handelt sich hierbei um für die jeweilige Region plausible Modelle, jedoch nicht um real in diesen Regionen existierende Einzelbetriebe.

In Deutschland hat die Milchproduktion regionale Schwerpunkte in den nordwestdeutschen Bundesländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein, in Bayern und Baden-Württemberg (Oberbayern, Allgäu /Schwäbische Alb) und in den Mittelgebirgsregionen in Rheinland-Pfalz (Eifel) und Nordrhein-Westfalen (Bergisches Land) (s. Abbildung 4). In den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg befinden sich vor allem auf lokaler Ebene aufgrund der Betriebsstruktur größere Bestände (vgl. destatis 2018).

Abbildung 4: Regionale Schwerpunkte der Milchviehhaltung in Deutschland dargestellt anhand des Bestandes an Milchkühen je 100 ha LF auf Landkreisebene (2015)



Quelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), 2018, verändert

Die Auswahl der für den Vergleich im Vorhaben heranzuziehenden Milcherzeugungssysteme erfolgte anhand gängiger, durch Experten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) erarbeiteter Kriterien[5].

Im Zuge der Auswertung der Ergebnisse (vgl. Kapitel 6)) und der aus dem Vorhaben gezogenen Schlussfolgerungen (vgl. Kapitel 7) wird die Zweckmäßigkeit der Auswahl, die dadurch möglichen Schlussfolgerungen ebenso wie die sich ergebenden Einschränkungen dargelegt. Bei der Definition der Produktionssysteme wurden vier verschiedene Gruppen von Auswahlparametern berücksichtigt:

- konventionelle/ökologische Wirtschaftsweise (jeweils mit und ohne Weidehaltung);
- regionsspezifische Parameter (unter Berücksichtigung regionaler Schwerpunkte der Milchproduktion in Deutschland, gegliedert nach den Naturräumen);
- allgemeingültige Parameter (unabhängig von der Region, beschreiben den Stand der Technik);

[5] Die Kriterien beruhen unter anderem auf den zwölf KTBL-Modellbetrieben, die von Mitgliedern der KTBL-Arbeitsgruppe „Gesamtbetriebskalkulation“ und der KTBL-Arbeitsgemeinschaft „Betriebswirtschaft“ entwickelt werden (siehe auch KTBL Jahresbericht 2018 auf www.ktbl.de).

- systemspezifische Parameter („typische“ Werte für wesentliche Produktionsparameter, wie z.B. Bestandsgröße, Genetik, Futtergrundlage, Milchleistung, Art des Weidegangs, gekoppelte Betriebszweige etc.).

Aus den einzelnen Parametern können verschiedene Produktionssysteme zusammengestellt werden. Bei der Auswahl der Produktionssysteme ist zu entscheiden, ob in erster Linie Aussagen zur Marktsituation getroffen werden sollen oder aber eher Aussagen zur Vielfalt der verfügbaren Produktionssysteme. Vor dem Hintergrund der Zielsetzung des Vorhabens wurde entschieden, dass die Auswahl der Produktionssysteme die real existierende Bandbreite hinsichtlich der mit den Produktionssystemen verbundenen Umweltauswirkungen abbilden soll. Diese Festlegung steht in Einklang mit dem übergeordneten Ziel des auf die Entwicklung und kritische Evaluation der Bewertungsmethodik abzielenden Vorhabens. Die Darstellung aller real existierenden Ausprägungen/Varianten der Milchkuhhaltung in Deutschland, wie sie auf der Ebene einzelner Betriebe anzutreffen sind, ist hingegen kein Ziel der vorgelegten Studie.

Aufgrund der regionalen Unterschiede, die sich bei der Milcherzeugung in Deutschland herausgebildet haben, werden die folgenden vier unterschiedlichen Regionen berücksichtigt:

- Allgäu (Alpenvorland)
- Mittelgebirge (Bergisches Land, Eifel)
- Ost (Mecklenburg-Vorpommern) und
- Nord (nördliches Niedersachsen, Schleswig-Holstein).

Im Prinzip sind alle Haltungsformen mit Weidegang kombinierbar. Es bestehen jedoch je nach Milchviehregion und Bewirtschaftungsweise Unterschiede bei der Bedeutung der Weidehaltung. Während in Schleswig-Holstein 77 % der Betriebe und in Niedersachsen 69 % der Betriebe Weidegang betreiben, sind es in Bayern nur 16 % der Betriebe (Tabelle 1). Laufstallsysteme können auch mit Ausläufen oder Laufhöfen kombiniert sein. Ausläufe spielen insbesondere bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben eine Rolle. Laut EU-Ökoverordnung (EU-KOMMISSION 2007) sind Ausläufe zwingend vorgeschrieben, wenn kein Weidegang möglich ist. Aufgrund der Bedingungen für die Förderung von baulichen Investitionsmaßnahmen nutzen inzwischen auch viele konventionell wirtschaftende Betriebe Ausläufe.

Tabelle 1: Prozentualer Anteil der Milchviehbetriebe mit Weidehaltung in ausgewählten Bundesländern

Bundesland	Weidegang [%]
Bayern	16
Rheinland-Pfalz	62
Mecklenburg-Vorpommern	34
Niedersachsen	69
Schleswig-Holstein	77

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V., auf der Basis der Daten von destatis (2011)

Der Weidegang hat je nach Region zwar eine unterschiedliche Bedeutung wird jedoch in allen Regionen angewandt. Die Berücksichtigung des Weidegangs ist deshalb ein sinnvolles Kriterium für den angestrebten, möglichst kontrastiven Vergleich zwischen ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben, weil er erhebliche Auswirkungen auf die Stoffströme durch Fütterung und Verteilung der Emissionen hat. Im Vergleich hierzu ist die Berücksichtigung von Ausläufen als Ersatz für Weidegang ein weniger gut geeignetes Kriterium, weil der Einfluss auf die Stoffströme geringer ist.

Unabhängig von der Wirtschaftsweise werden alle Produktionssysteme unter Berücksichtigung der geltenden Rechtsvorschriften modelliert[6]. Dies sind u.a. das Bodenschutzgesetz, die Düngeverordnung, die Wasserrahmenrichtlinie und das Tierschutzgesetz. Die ökologische Wirtschaftsweise basiert auf der EG-Öko-Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 vom 28. Juni 2007 (EU-KOMMISSION 2007) und der Durchführungsverordnung (EG) Nr. 889/2008 vom 5. September 2008 (EU-KOMMISSION 2008).

Auf Basis der EG-Öko-Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 vom 28. Juni 2007 (EU-KOMMISSION 2007) und der Durchführungsverordnung (EG) Nr. 889/2008 vom 5. September 2008 (EU-KOMMISSION 2008) ergeben sich für den ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau Restriktionen hinsichtlich Betriebsmitteleinsatz und Nährstoffimporten im System. Dies ist in den Stoffstrombilanzen und der darauf basierenden Modellierung der (Futter-)Anbausysteme berücksichtigt worden.

Kombiniert man die vorgegebenen Parameter (konventionelle bzw. ökologische Wirtschaftsweise, jeweils mit und ohne Weidehaltung) mit den vier ausgewählten Regionen, so ergeben sich insgesamt 16 verschiedene Milchproduktionssysteme bzw. Betriebsmodelle,[7] die im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz verglichen werden. Ein Überblick der betrachten Betriebsmodelle ist in Tabelle 2 dargestellt.

Die ausführliche Beschreibung der Milchproduktionssysteme findet sich in Kapitel 4.

[6] Dies gilt auch vor dem Hintergrund, dass, wie einige Presseberichte gezeigt haben, diese Rechtsvorschriften in der Praxis nicht immer eingehalten werden.

[7] Der Begriff „Betriebsmodell“ bezeichnet in der vorliegenden Studie ein für eine bestimmte Region typisches Milchproduktionssystem. Es handelt sich hierbei also um ein für die jeweilige Region plausibles Modell, jedoch nicht um real in diesen Regionen existierende Einzelbetriebe.

Tabelle 2: Darstellung der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle)

Region	Kurzbezeichnung*	Wirtschafts-weise	Mit/ohne Weide-gang	Anzahl Tierplätze	Rasse, Leistungsni-veau[8]	Milchleistung [in kg/TP]	Laktations-zahl
Allgäu (Alpenvor-land)	Allgäu_7000_2,7	konventionell	Mit Weide	40	Fleckvieh, mittel	7000	2,7
	Allgäu_Weide_7000_2,7	konventionell	Ohne Weide	40	Fleckvieh, mittel	7000	2,7
	Allgäu_öko_6000_4,1	ökologisch	Mit Weide	40	Fleckvieh, mittel	6000	4,1
	Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	ökologisch	Ohne Weide	40	Fleckvieh, mittel	6000	4,1
Mittelgebirge	Mittelgebirge_8500_2,7	konventionell	Mit Weide	100	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	konventionell	Ohne Weide	100	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Mittelgebirge_öko_7000_4,1	ökologisch	Mit Weide	100	SB, mittel	7000	4,1
	Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	ökologisch	Ohne Weide	100	SB, mittel	7000	4,1
Nord (Nord-deut-sche Tiefebene)	Nord_8500_2,7	konventionell	Mit Weide	120	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Nord_Weide_8500_2,7	konventionell	Ohne Weide	120	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Nord_öko_7000_4,1	ökologisch	Mit Weide	120	SB, mittel	7000	4,1
	Nord_öko_Weide_7000_4,1	ökologisch	Ohne Weide	120	SB, mittel	7000	4,1
Ost (Mecklen-burg-Vorpom-mern)	Ost_8500_2,7	konventionell	Mit Weide	500	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Ost_Weide_8500_2,7	konventionell	Ohne Weide	500	SB-HF, mittel	8500	2,7
	Ost_öko_7000_4,1	ökologisch	Mit Weide	500	SB, mittel	7000	4,1
	Ost_öko_Weide_7000_4,1	ökologisch	Ohne Weide	500	SB, mittel	7000	4,1

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.; TP = Tierplatz, SB-HF = Schwarzbunt - Holstein-Friesian, SB = Schwarzbunt

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung und die Laktationszahl angegeben. Die Laktationszahl gibt die durchschnittliche Nutzungsdauer der Milchkuh an. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

[8] weitere Erläuterungen zu den Rassen siehe Abschnitt 4.1.1

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, wurden weitere relevante Parameter (wie Milchleistung, Genetik, Anzahl Schnitte bei der Grünlandbewirtschaftung, Viehbesatz, Stallsystem) so festgelegt, dass im Basisszenario regionstypische Milchproduktionssysteme bzw. Betriebsmodelle abgebildet werden. Zusätzlich werden Betriebstypen, die an der oberen und an der unteren Milchleistungsgrenze liegen, jeweils im Rahmen von Sensitivitätsanalysen und exemplarisch an der Region Mittelgebirge durch Variation der Milchleistung dargestellt (vgl. Abschnitt 5.4.4).

Zusammenfassend werden nachfolgend die relevanten Aspekte bei der Auswahl der Milchproduktionssysteme dargestellt:

- Insgesamt werden auf Basis ihrer Wirtschaftsweise (konventionell/ökologisch und mit/ohne Weidehaltung) sowie aufgrund regionaler Unterschiede 16 verschiedene Milchproduktionssysteme miteinander verglichen.
- Beim Futterbau werden die unterschiedlichen regionalen Produktionssysteme betrachtet. Diese können in den Intensitätsstufen variiert werden (im Zuge von Sensitivitätsanalysen).
- Weitere hinsichtlich der Umweltauswirkungen relevante Parameter, wie Genetik, Anzahl Schnitte, Stallsystem etc., werden so ausgewählt, dass Milchproduktionssysteme abgebildet werden, die repräsentativ für die ausgewählten Regionen sind.
- Wichtige vorgelagerte Prozesse der Milcherzeugung, wie die Kälberaufzucht und die Aufzucht der Jungrinder, werden ebenfalls berücksichtigt. Die Variabilität der Produktionssysteme der vorgelagerten Prozesse spielt im Vergleich zur Variabilität der Milchproduktionssysteme eine untergeordnete Rolle. Für das Gesamtresultat sind die vorgelagerten Prozesse jedoch von Bedeutung. Deshalb werden für die Erstellung der Ökobilanz jeweils die gleichen Standardsysteme für die Kälber- und Jungrinderaufzucht definiert und diese bei der Betrachtung, mit Ausnahme der Futtermittelbereitstellung (gefüttert wird konventionelles bzw. ökologisches Futter) nicht variiert.
- Ebenso gilt dies für die nachgelagerten Prozesse, wie das Wirtschaftsdünger-Management. Auch hier spielt die Variabilität im Vergleich eine untergeordnete Rolle. Dennoch ist das Wirtschaftsdünger-Management für das Gesamtresultat wichtig. Insbesondere gibt es hier kaum regionale Unterschiede. Bei den ausgewählten Milchproduktionssystemen werden die gleichen nachgelagerten Prozesse unterstellt und es werden keine Variationen betrachtet.

3.2.3 Funktion und funktionelle Einheit

Entsprechend der Vorgaben der Norm DIN EN ISO 14044, muss mit der funktionellen Einheit der quantifizierte Nutzen eines Produktsystems festgelegt werden. Einer der Hauptzwecke einer funktionellen Einheit ist die Angabe einer Bezugsgröße, auf welche die Input- und Output-Daten im mathematischen Sinn normiert werden. Deshalb muss die funktionelle Einheit eindeutig definiert und messbar sein (DIN EN ISO 14044:2018-05).

Darüber hinaus muss die funktionelle Einheit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Studie entsprechen. Grundsätzlich kommen für den Bereich der produktbezogenen ökobilanziellen Bewertung von Milchproduktionssystemen massenbezogene, nährwertbezogene und markt- bzw. geldwertbezogene funktionelle Einheiten in Frage. Auch ein Bezug auf die landwirt-

schaftliche Nutzfläche wird im Sinne einer Bewertung der Umweltintensität pro Hektar wird diskutiert[9].

Die Festlegung der funktionellen Einheit hat absehbar einen erheblichen Einfluss auf die zu erwartenden Ergebnisse, da davon auszugehen ist, dass die Festlegung einer einzigen funktionellen Einheit systemimmanente Vor- und Nachteile einzelner Produktionssysteme betont. So konnten einschlägige Untersuchungen zeigen, dass bei Vergleichen, bei denen die funktionelle Einheit massenbezogen erfolgt, die intensiveren Produktionsverfahren tendenziell besser abschneiden als beispielsweise bei Vergleichen, bei denen auf Basis einer flächen- oder geldwertbezogenen funktionellen Einheit verglichen wird (Notarnicola et al. 2017; Sanders und Heß 2019).

Da bei der Festlegung einer funktionellen Einheit bei der Bewertung von Milchproduktionssystemen die Gefahr einer einseitigen Bevorzugung bestimmter Systeme besteht, ist hier besondere Achtsamkeit gefordert. Grundsätzlich bestehen aus Sicht von DIN EN ISO 14040:2006 und DIN EN ISO 14044:2018-05 zwei Möglichkeiten, um diesem Umstand adäquat Rechnung zu tragen. Einerseits besteht die Möglichkeit, bereits zu Beginn der Bilanzierung mehrere (sprich alternative) funktionelle Einheiten zu definieren. Andererseits ist es möglich, entsprechend alternative Festlegungen der funktionellen Einheit erst in der Auswertungsphase der Ökobilanz (z.B. in Form von geeigneten Sensitivitätsanalysen) durchzuführen.

In Hinblick auf das Ziel der Studie, das Vertrauen in die Zuverlässigkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse von Ökobilanzen zu stärken, wurde entschieden, dass in dem Vorhaben bereits zu Beginn der Bilanzierung mehrere alternative funktionelle Einheiten definiert werden sollen. Damit soll eine (evtl. auch nur als solche wahrgenommene) implizite Bevorzugung oder Benachteiligung durch die Festlegung einer einzigen funktionellen Einheit vermieden werden.

Ergänzend ist festzuhalten, dass eine rein massenbezogene funktionelle Einheit (z.B. „1 kg Rohmilch“) als nicht aussagekräftig genug angesehen wird und daher die branchenspezifisch üblicherweise verwendete nährwertbezogen korrigierte massenbezogene FU „1 kg Fett- und Proteingehalt-korrigierte Rohmilch“ besser geeignet erscheint.

Um den vorgenannten Aspekten Rechnung zu tragen, werden im Vorhaben die drei in Tabelle 3 aufgeführten funktionellen Einheiten für die ökobilanzielle Bewertung berücksichtigt (vgl. Kapitel 5):

Tabelle 3: Festlegung der funktionellen Einheiten im Vorhaben

Nr.	Klassifizierung	Größe	Einheit
1	nährwertbezogen	1	Liter fett- und proteinkorrigierte Milch[10]
2	geldwertbezogen	1	€ marktfähiges Produkt
3	flächenbezogen	1	ha landwirtschaftliche Nutzfläche[11]

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

[9] Während eine entsprechende Betrachtung auf Ebene des landwirtschaftlichen Systems als Ganzes durchaus relevant sein kann, ist hier jedoch anzumerken, dass sich die Flächennutzung nur bedingt als Bezugsgröße für eine produktbezogene Ökobilanz eignet, da sie im eigentlichen Sinne keinen quantifizierbaren Nutzen der Milcherzeugung darstellt.

[10] So beschreibt beispielsweise die Berechnung der energiekorrigierten Milchmenge (ECM), wie bestimmte Milchbestandteile auf einen Standardnährwert umgerechnet werden können.

[11] Für die flächenbezogene funktionelle Einheit 1 ha landwirtschaftliche Nutzfläche ist festzuhalten, dass es sich dabei nicht um eine Funktion des Systems Milcherzeugung im engeren Sinne handelt. Letztlich wird mit dieser Bezugsgröße dargestellt, welche potenziellen Umweltbelastungen sich pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche ergeben, wenn verschiedene Betriebsmodelle und Wirtschaftsweisen miteinander verglichen werden. Die Darstellung der Ergebnisse pro Hektar Nutzfläche liefert somit einen Indikator für die Intensität der Flächennutzung und stellt diese einander gegenüber.

Nach der Auswahl der funktionellen Einheit müssen für die ausgewählten Produktionssysteme jeweils die zugehörigen Referenzflüsse festgelegt werden. Als Referenzfluss bezeichnet man diejenigen Mengen an Stoffen und Energie, die in den Prozessen eines Produktsystems zur Erfüllung der Funktion des Systems notwendig sind. Vergleiche zwischen den verschiedenen Systemen werden auf Grundlage der gleichen Funktion, die mit der gleichen funktionellen Einheit quantifiziert wird, vorgenommen (vgl. auch Abschnitt 3.2.6).

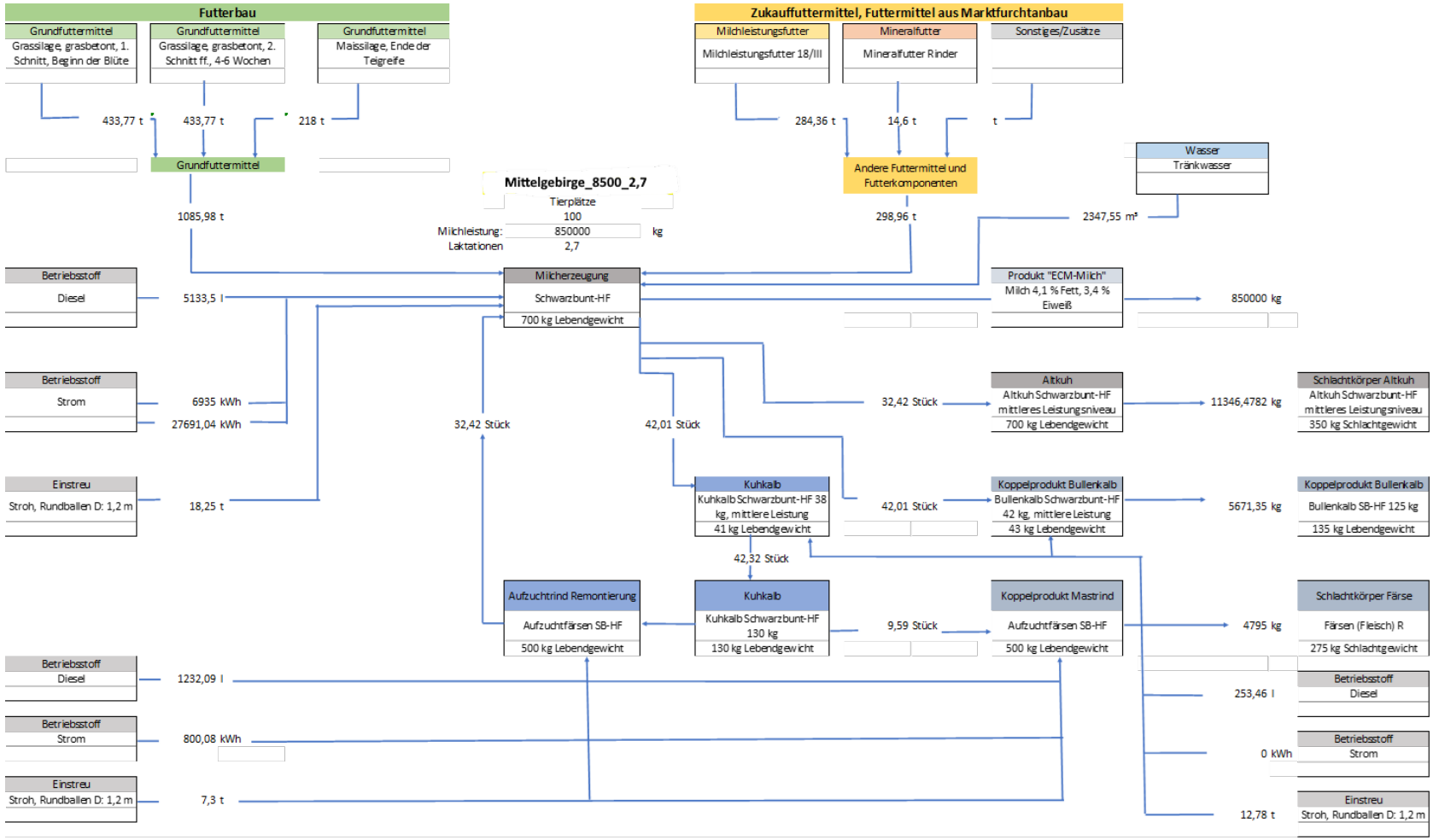
3.2.4 Systemgrenze

Die Systemgrenze legt fest, welche Prozessmodule in der Ökobilanz enthalten sein müssen. Die Auswahl der Systemgrenze muss mit dem Ziel der Studie übereinstimmen. Im vorliegenden Fall umfasst die Systemgrenze die Prozesse der Rohmilchproduktion „from-cradle-to-farmgate“, also konkret von der Bereitstellung der Rohstoffe (Futtermittel, Energie, Rinder) der Rohmilchproduktion bis zur Bereitstellung der Rohmilch zur Abholung am Hoftor.

Die Betrachtung der Milchsammelsysteme, also der Prozess der Abholung der Rohmilch beim landwirtschaftlichen Betrieb mit einem Milchtankwagen und deren Transport der Milch zum milchverarbeitenden Betrieb, wie auch alle nachfolgenden Verarbeitungsschritte, die Distribution sowie die Nutzungsphase und die Entsorgungsphase sind nicht Teil dieser Ökobilanz. Für den hier angestrebten ökobilanziellen Vergleich verschiedener Produktionssysteme zur Rohmilcherzeugung wird davon ausgegangen, dass die Nichtberücksichtigung der genannten Lebenszyklusphasen die allgemeinen Schlussfolgerungen der Studie nicht wesentlich verändert.

Bei der Festlegung zur Sachbilanz wurde geprüft, welche Teilprozesse innerhalb des Milchproduktionssystems in Bezug auf unterschiedliche Sachbilanzindikatoren (Material-, Flächen-, Energieverbrauch etc.) besonders relevant sind. Bei der Sachbilanz wurden die in Abbildung 5 dargestellten Prozessmodule einbezogen. Für diese Prozessmodule wurde die Verfügbarkeit von qualitativen und quantitativen Daten geprüft. Für die im Zuge der Datenerhebung identifizierten Datenlücken erfolgt eine transparente Dokumentation. Fehlende Daten und Informationen werden nach dem in Abschnitt 3.2.8 dargestellten Vorgehen abgeschätzt.

Abbildung 5: Darstellung des Produktionssystems der Rohmilchproduktion am Beispiel des Betriebsmodells Mittelgebirge_8500_2,7 (8500 kg Milchleistung/Tierplatz; 2,7 Laktationen)



SB-HF = Schwarzbunt – Holstein-Friesian, ECM-Milch = Energy Corrected Milk, R = Fleischigkeitsklasse R des Schlachtkörpers nach der Verordnung über gesetzliche Handelsklassen und Kategorien für Rinderschlachtkörper Rinderschlachtkörper-Handelsklassenverordnung - RindHKlV)

Quelle: eigene Darstellung, KTBL

Die dargestellten Überlegungen basieren auf der in der Literatur überwiegend vertretenen Annahme, dass die in verschiedenen Milcherzeugungssystemen produzierte Rohmilch grundsätzlich gleiche Nutzungseigenschaften in Hinblick auf die Möglichkeiten zur Weiterverarbeitung aufweist. Es wird also davon ausgegangen, dass es für die weitere Verarbeitung der Rohmilch unerheblich ist, wie diese erzeugt wurde. Dies entspricht nicht ganz der Realität, da beispielsweise bestimmte Käsesorten nur aus Rohmilch erzeugt werden können, die eine bestimmte Kaseinzusammensetzung bzw. Kaseingehalt aufweist. Verschiedene Faktoren, wie die Genetik der gehaltenen Tiere, die Futterzusammensetzung, die Eutergesundheit und das Laktationsstadium haben einen Einfluss auf den Fett- und Eiweißgehalt sowie die Fettsäure- und Kaseinzusammensetzung bzw. den -gehalt (Goy et al. 2005).

In der Tat werden zum Teil für unterschiedliche Rohmilchqualitäten unterschiedliche Preise erzielt. Einheitlich ist die Bezahlung nach Fett- und Eiweißgehalt. Bei weiteren Parametern, wie z.B. der Fettsäure- und Kaseinzusammensetzung, gibt es keine einheitliche Regelung. Darüber hinaus werden von einzelnen Molkereien weitere Parameter herangezogen, wie z.B. die Futtergrundlage (Heu- oder Weidemilch), die regionale Herkunft. Allerdings ermöglicht die verfügbare Datenlage nicht zweifelsfrei abzuleiten, wofür ein erhöhter Rohmilchpreis bezahlt wird. Marktpreisbasierte Bezugsgrößen sind aus den erläuterten Gründen kein praktikabler Ansatz, um Unterschiede hinsichtlich der Nutzungseigenschaften für die Weiterverarbeitung von Rohmilch abzubilden. Aus diesem Grund wird für die vorliegende Studie davon ausgegangen, dass die in verschiedenen Milcherzeugungssystemen produzierte Rohmilch grundsätzlich gleiche Nutzungseigenschaften aufweist.

3.2.5 Abschneidekriterien

Die im Rahmen der Erstellung der Ökobilanz angewandten Abschneidekriterien müssen ebenso wie die Annahmen, unter denen diese aufgestellt werden, eindeutig beschrieben werden. In der Praxis der Ökobilanz gibt es mehrere Abschneidekriterien für die Entscheidung, welche Inputflüsse in die Abschätzung einzubeziehen sind, wie z.B. Masse, Energie und Umweltrelevanz. (vgl. DIN EN ISO 14044:2018-05). Als Abschneidekriterien bezeichnet man in der Ökobilanz die Festlegung der Stoffmenge, eines Energieflusses oder des Grades der Umweltrelevanz, die/der mit Prozessmodulen oder Produktsystemen verbunden sind, welche von einer Studie auszuschließen sind (DIN EN ISO 14040:2006).

- **Masse**: Bei der Anwendung der Masse als ein Kriterium ist die Aufnahme aller Inputflüsse in die Studie erforderlich, die kumulativ mehr als 5 % Anteil zum Masseninput des zu modellierenden Produktsystems beitragen.
- **Energie:** In gleicher Weise ist bei der Anwendung der Energie als ein Kriterium die Aufnahme aller Inputflüsse in die Studie erforderlich, die kumulativ mehr als 5 % Anteil zum Energieinput des Produktsystems beitragen.
- **Umweltrelevanz**: Die Umweltrelevanz dient insofern als Kriterium, als dass die Aufnahme aller Inputflüsse in die Studie erforderlich ist, die kumulativ mehr als 5 % Anteil zum Gesamtergebnis der ausgewerteten Wirkungsindikatoren des Produktsystems beitragen.

3.2.6 Umgang mit Koppelprodukten und gewählte Verfahren zur Allokation

Der Prozess der Rohmilchproduktion umfasst mehrere Teilprozesse, bei denen als sogenannte Multi-Output-Prozesse nicht nur ein Produkt, sondern mitunter mehrere, mitunter sehr

unterschiedliche Koppelprodukte entstehen. Innerhalb der Systemgrenze der vorliegenden Studie gilt dies für:

- die Produktion von Futtermitteln und Futtermittelbestandteilen (z.B. Rapsextraktionsschrot und Rapsöl oder Sojaextraktionsschrot und Sojaöl);
- die Koppelproduktion von Milch und Fleisch im Milchviehbetrieb (Fleisch geschlachteter Milchkühe und für die Nachzucht nicht benötigter Aufzuchtfärsen) sowie weitere Koppelprodukte aus der Tierkörperverwertung (Tierhaut/Leder, Knochen- und Hornmehl);
- den im Rahmen der Milcherzeugung anfallenden Wirtschaftsdünger[12].

Nachfolgend wird dokumentiert, wie mit den jeweiligen Multi-Output-Prozessen im Rahmen der vorliegenden Studie umgegangen wurde.

3.2.6.1 Implizite Allokation in den verwendeten Hintergrunddatensätzen

Als implizite Allokation werden in dieser Studie Allokationen verstanden, die bereits bei der Erstellung von Datensätzen aus Hintergrunddatenbanken (z.B. ecoinvent Version 3.4 [13]) vorgenommen wurden. Für die vorliegende Studie wurden vorrangig Datensätze mit einem einheitlichen Allokationsmodell berücksichtigt. Konkret wurden in der vorliegenden Studie ausschließlich Datensätze der Datenbank ecoinvent Version 3.4 verwendet, die dem Systemmodell „Allocation at Point of Substitution (APOS)“ entsprechen.

Für alle übrigen Datensätze wurde sichergestellt, dass diese einer Systemlogik folgen, die APOS-Allokationsansatz methodisch entsprechen. Die impliziten Allokationen innerhalb der verwendeten Datensätze können deren jeweiliger Dokumentation entnommen werden. Die Dokumentation der verwendeten ecoinvent-Datensätze kann nach einem entsprechenden Login auf der ecoinvent-Website abgerufen werden[14].

3.2.6.2 Allokation auf Ebene der untersuchten Produktsysteme

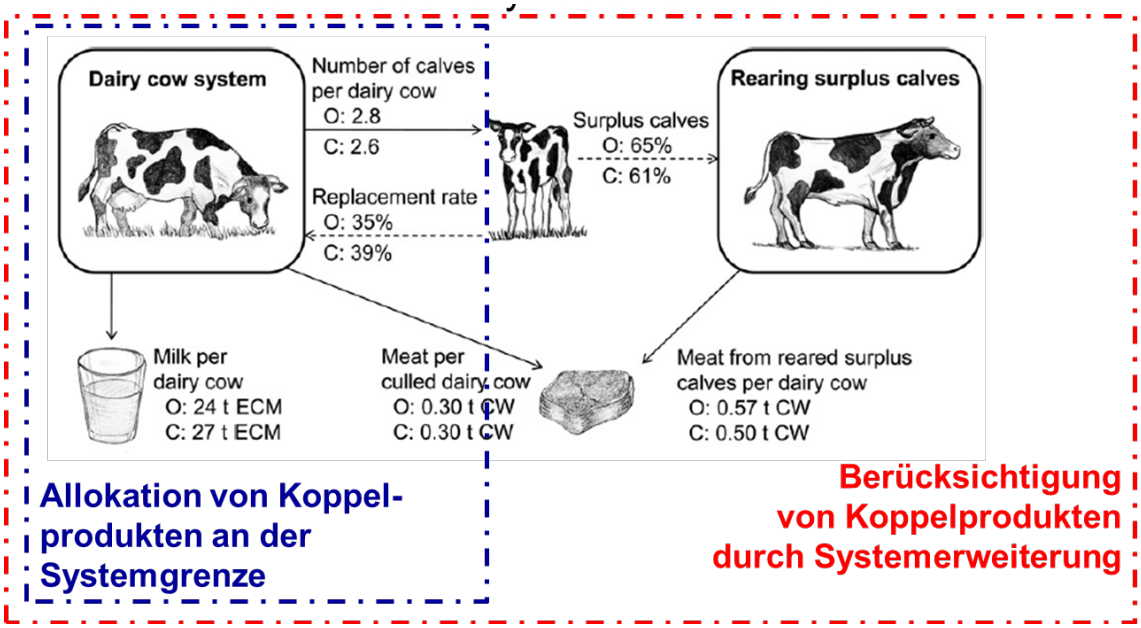
In der gängigen ökobilanziellen Praxis werden für die Bewertung von Koppelprodukten in der Regel Allokationsregeln festgelegt. Dabei wird anhand plausibler Kriterien entschieden, wie die Aufwendungen eines Produktionsprozesses und die resultierenden Emissionen auf die verschiedenen Koppelprodukte aufgeteilt werden. Typischerweise werden in Ökobilanzen ökonomische und/oder physische Allokationsverfahren angewendet, jedoch werden in der Literatur auch weitere mögliche Allokationsverfahren vorgeschlagen (z.B. auf Basis des Nährwertes) (vgl. Abbildung 6).

[12] Eine Allokation der Umweltwirkungen ist nur für Prozessoutputs erlaubt, die nicht als Abfall einzustufen sind. Bei dem in der Milcherzeugung anfallenden Wirtschaftsdünger kann nicht in jedem Fall ausgeschlossen werden, dass das vorrangige Interesse in der Beseitigung der Gülle besteht. Für die vorliegende Untersuchung wird davon ausgegangen, dass es sich bei dem Wirtschaftsdünger nicht um Abfall handelt.

[13] www.ecoinvent.org; zuletzt abgerufen am 13.06.2019

[14] https://ecoquery.ecoinvent.org/Account/LogOn?ReturnUrl=%2f; zuletzt abgerufen am 09.05.2019

Abbildung 6: Produktflüsse im Lebenszyklus einer Milchkuh



Legende: O = organic production, C= conventional production, ECM = Energy Corrected Milk, CW = Cow Weight.

Quelle: Flysjö et al. (2012), verändert

Als Standardvorgehen für das Basisszenario der vorliegenden Ökobilanz wurde entschieden, sich an den branchenspezifischen Allokationsempfehlungen der International Dairy Federation (IDF) zu orientieren, die in Tabelle 4 dargestellt sind (International Dairy Federation (IDF) (2015).

Tabelle 4: Allokationsregeln bei Multi-Output-Prozessen der Milchproduktion

Multi-Output-Prozess	Empfehlung	Ergebnis
Futtermittelbereitstellung (z.B. zugekauftes Sojafuttermittel)	Ökonomische Allokation (Sojamehl, -öl- ,-lecithin)	• Für zugekaufte Kraftfuttermittel (z.B. Soja) werden die in den Datensätzen einheitlichen, ökonomischen Allokationsregeln angewandt (Siehe Abschnitt 3.2.6.1). • Für Futtermittel im Eigenanbau, werden Koppelprodukte (z.B. Weizenstroh) als Einstreu weiterverwendet.
Milch und Fleisch bzw. lebende Tiere zur Schlachtung oder weiteren Mästung	Allokation auf Basis physikalischer Kausalität, d.h. auf Basis der sogenannten Bodymass-Milk-Ratio, die das Verhältnis der produzierten Milch gegenüber dem produzierten Fleisch beschreibt.	• Aufgrund unterschiedlicher Milchleistung und Fleischproduktion wird ein betriebstypspezifischer Allokationsfaktor auf Basis der Vorgaben der IDF (2015) berechnet.
Wirtschaftsdünger (Gülle/Mist/Jauche)	Überschüssige, nicht im System weiterverwendete Gülle wird nicht berücksichtigt.	• Wirtschaftsdünger wird für den Eigenfutteranbau benutzt. • Darüber hinaus anfallende Wirtschaftsdüngermengen, die z.B. im Rahmen des Marktfruchtanbaus genutzt werden, werden nicht berücksichtigt.

Quelle: International Dairy Federation (IDF) 2015: Übersetzung durch die Autorinnen und Autoren

Die hohe Bedeutung, die der Wahl verschiedener Ansätze zur Berücksichtigung von Koppelprodukten bei der ökologischen Bewertung von Milchproduktionssystemen zukommt, wurde in der Literatur mehrfach nachgewiesen. Die Wahl des Allokationsverfahrens kann beispielsweise die Ergebnisse des Vergleichs konventioneller und ökologischer Milcherzeugung beeinflussen. Daher werden im Zuge der Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3.2) verschiedene Allokationsverfahren mit Blick auf ihren Einfluss auf das Ergebnis und die daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen geprüft.

Bezüglich der Aufzucht von Bullen- und Kuhkälbern wird wie folgt vorgegangen. Die Aufzucht der weiblichen Kälber und Färsen im Milcherzeugungsbetrieb wird berücksichtigt. Für die Bullenkälber wird angenommen, dass diese wenige Monate nach Geburt verkauft werden. Die Aufzucht der Bullenkälber und die damit verbundenen Aufwendungen (Futter, Stroh) werden in der vorliegenden Studie bis zum Verkauf berücksichtigt. Beim Verkauf wird, entsprechend der Empfehlungen der IDF, das Lebendgewicht der Bullenkälber bei der Berechnung des Allokationsfaktors für die Koppelprodukte Milch und Fleisch mit eingerechnet.

3.2.7 Methode für die Wirkungsabschätzung und Wirkungskategorien

Im Zuge der Festlegung des Untersuchungsrahmens muss auch bestimmt werden, welche Umweltproblemfelder betrachtet werden. Hierbei wird festgelegt, welche Umweltaspekte durch sogenannte Wirkungskategorien in der Bilanz abgebildet werden. Die Wirkungsabschätzung folgt den verbindlichen Bestandteilen nach DIN EN ISO 14044 und umfasst:

- Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen;
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den ausgewählten Wirkungsindikatoren (sogenannte Klassifizierung);
- Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (sogenannte Charakterisierung).

Die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsfaktoren erfolgt unter Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Die Wirkungskategorien werden dementsprechend anhand der Bedeutung für das System Milchproduktion ausgewählt. Grundsätzlich wurde das Ziel verfolgt, die für das Produktionssystem Milcherzeugung relevanten Umweltthemen adäquat abzudecken. Die im Zuge der Projektbearbeitung ausgewerteten Wirkungsabschätzungsmethoden, Wirkungskategorien und -indikatoren sind in Tabelle 5 dargestellt. Die im Rahmen der vorliegenden Studie getroffene Auswahl entspricht im Wesentlichen denjenigen Wirkungskategorien, die im Rahmen des EU-Prozesses zur Entwicklung einer Methode für die Berechnung des Product Environmental Footprints (kurz: PEF-Prozess) bzw. im Rahmen der Erstellung der Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR), für den Molkereisektor als besonders relevant identifiziert wurden (Quantis Switzerland 2018).

Festzuhalten ist an dieser Stelle, dass für die vorliegende Studie keine Normierung und keine Gewichtung der verschiedenen Umweltwirkungen vorgenommen wird. Eine Gewichtung von Umweltwirkungen ist grundsätzlich nur normativ zu begründen und würde den Festlegungen des Ziels und des Untersuchungsrahmens der vorliegenden Studie widersprechen

Tabelle 5: Überblick der ausgewerteten Wirkungskategorien und -indikatoren

Umwelt-thema	Wirkungskate-gorie	Einheit	Kurzbe-zeichnung	Quelle	Kurzbeschreibung
Energie-ver-brauch	Kumulierter Primärenergie-aufwand	MJ	KEA	(Frischknecht und Jungbluth 2007)	Der kumulierte Energieaufwand (KEA) ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energe-tischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produkts oder einer Dienstleistung be-nötigt werden. Darüber hinaus wird mit dem KEA auch der Energiegehalt bilanziert, der im Produkt selbst enthalten ist. Der KEA weist alle energetischen Ressourcen als Primärener-giewerte aus. Zu seiner Berechnung wird der obere Heizwert (in MJ) der verschiedenen Energieträger angesetzt.
Wasser-ver-brauch	Wirkungs-ba-sierte Wasseri-nanspruch-nahme	m^3	Wasser	(Boulay et al. 2018)	Süßwasser ist eine regenerierbare abiotische Ressource. Wasser ist in Form von Süßwasser nicht nur eine vielerorts knappe Ressource, sondern auch eine für das Leben aller Organis-men unerlässliche Voraussetzung. Wasser gehört damit zum Schutzgut der Ökosysteme. Der hier gewählte Wirkungsindikator berücksichtigt die Wassernutzung im Sinne der wir-kungsbasierten Wasserinanspruchnahme (d.h. es wird berücksichtigt, in welcher Region wieviel Wasser entnommen wird und wie kritisch diese Entnahme vor dem Hintergrund des in der entsprechenden Region verfügbaren Wassers ist.
Klima-ände-rung	Treibhausgas-potenzial	kg CO_2-Äqui-valente	GWP	IPCC (2013)	Das Treibhausgaspotenzial beschreibt den Beitrag anthropogener Emissionen an der Wär-meabsorption in der Atmosphäre und ist damit ein Indikator zur Messung des so genann-ten Treibhauseffekts. Luftemissionen, die zum Treibhauseffekt beitragen (z.B. CO_2, Me-than, Lachgas), werden bilanziert und entsprechend ihres spezifischen Treibhausgaspoten-zials zum gesamten Treibhausgaspotenzial charakterisiert. Grundlage hierfür bildet IPCC (2013). Das spezifische Treibhausgaspotenzial beschreibt den Treibhauseffekt von chemi-schen Substanzen im Verhältnis zu Kohlenstoffdioxid (CO_2) mit Hilfe von CO_2-Äquivalenten.
Versauerung von Böden	Terrestrisches versauerungs-potenzial	kg SO_2-Äquiva-lente	TAP	Huijbregts et. al (2016)	Das Versauerungspotenzial fasst Emissionen zusammen, die Säuren sind, oder zur Versaue-rung in der Luft, im Wasser oder im Boden beitragen. Diese Substanzen werden entspre-chend ihres spezifischen Versauerungspotenzials relativ zu SO_2 mit Hilfe von SO_2-Äquiva-lenten zusammengefasst. Die Hauptverursacher des Versauerungspotenzials sind Schwe-feldioxid (SO_2), Ammoniak und Stickoxide. Die versauernde Wirkung von Ammoniak beruht darauf, dass es in Böden durch Mikroorganismen zu Nitrat oxidiert wird, wobei Protonen freigesetzt werden (verborgene Säure).

Umwelt-thema	Wirkungskate-gorie	Einheit	Kurzbe-zeichnung	Quelle	Kurzbeschreibung
Eutro-phie-rung, Süßwas-ser	Süßwasser Eu-trophierungspo-tenzial	kg P-Äquiva-lente	FEP	Huijbregts et. al (2016)	Die Wirkungskategorie Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß in Gewässern. Die Anreicherung von Nährstoffen kann eine Verschiebung der Artenzusammensetzung und eine erhöhte Biomasseproduktion in aquatischen Ökosystemen bewirken. Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial von Nährstoffemissionen in Luft, Gewässer und Boden wird mit Hilfe von kg P-Äquivalenten zu einer Maßzahl aggregiert.
Flächen-nut-zung	Inanspruch-nahme landwirt-schaft-licher Flä-chen	m²*a crop-Äqui-valente	Land Use	Huijbregts et. al (2016)	Die Landnutzung steht im engen Zusammenhang mit dem relativen Verlust an Arten. Landnutzung umfasst dabei die Prozesse der Landtransformation und der Flächenbelegung sowie Phasen der Regeneration nach dem Ende der Nutzung. Die Flächennutzung wird mit Hilfe von jährlichen Ernteäquivalenten (annual crop equivalents) mit der Einheit m2a crop-Äquivalent zu einer Maßzahl aggregiert.
Ökotoxizität, Süßwasser	Ökotoxitzitäts-potenzial, Süß-wasser	kg 1,4-DCB-Äquivalente	F-ECOTOX	Huijbregts et. al (2016)	Die Bewertung der Ökotoxizität berücksichtigt die Persistenz einer chemischen Substanz in der Umwelt (engl. fate), deren Akkumulation in der menschlichen Nahrungskette (engl. exposure), und deren Toxizität (engl. effect). Die potenziellen ökotoxikologischen Belastungen werden mit Hilfe von kg 1,4-dichlorobenzene-Äquivalenten (1,4DCB-eq) ausgedrückt.
Ökotoxizität, terrestrisch	Terrestrisches Ökotoxitzitäts-potenzial	kg 1,4-DCB-Äquivalente	T-ECOTOX	Huijbregts et. al (2016)	
Human-toxizi-tät	Humantoxizi-tätspotenzial	CTU_h-Äquiva-lente	Humantox	Huijbregts e al. (2009)	Die humantoxikologische Wirkungsabschätzung basiert auf dem Modell USEtox, das mit Unterstützung der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative entwickelt wurde. Der Wirkungsindikator wird als Comparative Toxic Units for human health impacts (CTU_h)-Äquivalent ausgedrückt.

Quelle: eigene Zusammenstellung

Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass in der landwirtschaftlichen Produktion eine Vielzahl an Pestiziden, Düngemitteln und in der Tierhaltung und -zucht teilweise auch an Medikamenten eingesetzt wird. Während es noch vergleichsweise sicher möglich ist, die mit der Herstellung und Distribution verbundenen Umweltwirkungen zu erfassen, erscheint eine adäquate Berücksichtigung der Wirkung auf dem Feld und im Stall mit vergleichsweise hoher Unsicherheit behaftet. Die Bewertung des Einsatzes dieser Stoffe stellt also, aufgrund der komplexen Wirkmechanismen in der Umwelt, eine nach wie vor große Herausforderung für die Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz dar. Entsprechend vorsichtig müssen die Ergebnisse für die toxikologischen Wirkungskategorien (Human- und Ökotoxizität) analysiert und interpretiert werden (vgl. hierzu auch die Ausführung zu Wesentlichkeitsschwellen in Abschnitt 5.1).

Die Darstellung der für das landwirtschaftliche Produktionssystem der Rohmilchproduktion relevanten Umweltthemen in Tabelle 5 umfasst lediglich solche Themen, für die bereits hinreichend exakte Methodenbeschreibungen vorliegen, die in der Praxis bereits erprobt wurden und deren Anwendung in Ökobilanzen auf einer breiten, international-wissenschaftlichen Anerkennung der jeweiligen Methode beruht. Damit sind die mit den zu betrachtenden Milchkuhhaltungssystemen verbundenen Umweltauswirkungen absehbar nicht erschöpfend abgedeckt. Zu nennen sind hier insbesondere Aspekte der negativen wie positiven Beeinflussung der Biodiversität durch landwirtschaftliche Produktionssysteme und -maßnahmen und die langfristigen Auswirkungen auf Zusammensetzung und Erhalt der Böden bzw. Bodenfunktionen. Wichtig ist, hier darauf hinzuweisen, dass eine Reihe von landwirtschaftlichen Umweltauswirkungen ganz maßgeblich von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig ist, die im Rahmen der Ökobilanzierung nicht vollständig berücksichtigt werden können. So können bestimmte ackerbauliche Verfahren im Futtermittelanbau einen Rückgang der organischen Substanz im Boden nach sich ziehen (Hülsbergen 2013). In Regionen, die keine oder nur sehr wenige vor Wind schützenden Strukturen aufweisen oder in Regionen, die aufgrund ihrer Topographien mehr oder weniger geneigte landwirtschaftliche Nutzflächen aufweisen, können Wind oder starke Niederschläge erheblichen Einfluss auf den Erhalt und die Qualität bzw. Funktionalität landwirtschaftlicher Nutzfläche haben, die von ökobilanziellen Studien, die über eine Betrachtung auf Ebene einzelner Betriebe hinausgehen, in aller Regel nicht berücksichtigt werden können.

Ein besonders kritischer Aspekt ist die Berücksichtigung von Biodiversitätseffekten. Die Tierhaltung trägt weltweit sowohl im Positiven wie im Negativen zur Biodiversität bei. Entscheidend sind hier etwa Aspekte der Grünlandbewirtschaftung, der eingesetzten Produktionsverfahren und -praktiken und nicht zuletzt auch etwaige Flächennutzungsänderungen durch die Tierhaltung und/oder die Futtermittelbereitstellung. Im Zusammenhang mit der Auswahl der Produktionsverfahren könnten insbesondere die Art und der Umfang der Weidenutzung eine Rolle spielen. Im Rahmen der aktuellen Arbeiten des Prozesses der Europäischen Kommission bzw. im Rahmen der Erstellung spezifischer Produktkategorieregeln (sog. Product Environmental Footprint Category Rules) für Milch- und Molkereiprodukte wurden folgende „Biodiversitätshotspots“ der Milchviehhaltung identifiziert (Quantis Switzerland 2018):

- Erhalt von Weideland;
- Erhalt halbnatürlicher Lebensräume (z.B. Kulturlandschaften wie Streuobstwiesen);
- Entwaldung entlang der Futtermittelbereitstellung (v.a. Sojabohne und Palmöl);
- Fortschreitende Habitatverschlechterung durch Eintrag toxischer, eutrophierender bzw. versauernder Stoffe in die Umwelt.

Während zumindest der letztgenannte Punkt weitgehend über die entsprechenden Wirkungskategorien zur Eutrophierung, Versauerung und zu ökotoxikologischen Aspekten (vgl. Tabelle 5)

abgedeckt wird, wurden für die übrigen biodiversitätsrelevanten Aspekte vorliegende Bewertungsansätze recherchiert. Auf Basis der Ergebnisse eines Grobscreenings kam der Hemerobie-Ansatz für die Bewertung von Biodiversitätsaspekten in die engere Auswahl (Fehrenbach et al. 2015). Bei diesem Ansatz werden landwirtschaftlich genutzte Flächen in verschiedene Hemerobiestufen eingeteilt. Hemerobie, also die Naturferne einer Landfläche, fungiert dabei als Indikator für die Wirkungsabschätzung, wobei flächen- bzw. naturraumbezogene Kriterien und managementbezogene Kriterien unterschieden werden. Eine umfassende Anwendung des Konzepts war in der vorliegenden Studie nicht möglich. Hauptsächlich begründet sich das durch die oben eingehend dargestellten typisierten Produktionssysteme (vgl. Tabelle 2), wodurch in der vorliegenden Untersuchung nicht auf die einzelbetriebliche Ebene, sondern auf regionaltypische Betriebsmodelle fokussiert wird. Die in der Regel stark einzelbetriebsspezifischen Parameter, die zur Anwendung des Hemerobie-Ansatzes erforderlich sind, konnten nicht erhoben und den verschiedenen hier betrachteten Betriebsmodellen zugeordnet werden. Auch bei den flächen- und naturraumbezogenen Aspekten (z.B. Artenzahl der Begleitflora, Anteil seltener Arten, Strukturelemente in der Flur, großräumige Landschaftsgliederung, ggf. konkrete Biotoptypen) war eine pauschale Zuordnung auf die betrachteten Betriebsmodelle nicht möglich. Nichtsdestotrotz werden die im Projektverlauf identifizierten Chancen, Grenzen und Weiterentwicklungsmöglichkeiten im Zuge der Auswertung gesondert diskutiert.

Um hier, auch für zukünftige Anwendungen, dennoch eine möglichst umfassende Informationsgrundlage bereitzustellen, wurde entschieden, auch semi-quantitative Bewertungsansätze (z.B. Vergleich der Grasanteile im Futter, Vergleich der Futteranteile mit potenziellem Risiko zur Entwaldung beizutragen) für die Bewertung zu berücksichtigen.

Tierwohl-Aspekte werden in diesem Vorhaben nicht im Rahmen der Ökobilanz erfasst. Es wurde aber mit dem Auftraggeber vereinbart, dass über die Indikatoren Weidegang und zusätzlicher Auslauf unterschiedliche Tierwohl-Standards zwischen verschiedenen Milchproduktionssystemen erfasst werden. Der Aspekt „Tierwohl“ wird im Rahmen der Monetarisierung in Form eines Exkurses zu den Kosten von Tierwohlleistungen betrachtet.

3.2.8 Datentypen und –quellen, sowie Anforderungen an die Datenqualität

Die für eine Ökobilanz ausgewählten Daten hängen vom Ziel und vom Untersuchungsrahmen der Studie ab. Diese Daten können an den Produktionsstandorten gesammelt werden, die den Prozessmodulen innerhalb der Systemgrenze zugeordnet sind, oder sie werden anderen Quellen entnommen oder aus diesen errechnet. In der Praxis können alle Datenkategorien eine Mischung gemessener, errechneter oder geschätzter Daten enthalten.

Die Festlegung von eindeutigen und einheitlichen Datenqualitätsanforderungen ist notwendig, um die Übereinstimmung mit dem Ziel und den Untersuchungsrahmen der Ökobilanz zu gewährleisten. Diesem Arbeitsschritt kommt in Bezug auf Agri-Food-Systeme allgemein eine hohe Bedeutung zu. In Anlehnung an die Vorgaben der DIN EN ISO 14044:2018-05 sind die in Tabelle 6 genannten Anforderungen an die Datenqualität anzuwenden. Entsprechend der Vorgaben der ISO 14044 muss die Datenqualität durch Kennwerte festgelegt werden, die sowohl quantitative als auch qualitative Aspekte sowie die Verfahren zur Sammlung und Verwendung dieser Daten beschreiben.

Tabelle 6: Festlegung von Anforderungen an die Datenqualität im vorliegenden Vorhaben

Bezeichnung	Erläuterung	Beispiel
Zeitbezogener Erfassungsbereich	Beschreibt das Alter der Daten, die herangezogen werden dürfen	Daten grundsätzlich nicht älter als 10 Jahre, für ergebnisrelevante Prozesse nicht älter als 5 Jahre
Geografischer Erfassungsbereich	Geografischer Bereich aus dem Daten für Prozessmodule gesammelt werden sollten	Für Milchproduktion Deutschland (ggf. Europa); für bestimmte Futtermittelkomponenten ggf. Europa/Welt
Technologischer Erfassungsbereich	Beschreibt die spezifische Technologie oder aber einen bestimmten Technologiemix	z.B. Betriebsgrößenklasse, Rinderrassen (Zweinutzungs- und Einnutzungsrassen), verschiedene Systeme zum Düngemittelmanagement im Futteranbau, die Behandlung von Emissionen im Stall/auf dem Hof
Präzision	Maß für die Schwankungsbreite der Werte für alle angegebenen Daten	z.B. Varianz zwischen einzelnen Betrieben innerhalb der festgelegten Produktionssysteme oder aber durch klimatische Einflüsse bei Vergleich unterschiedlicher Produktionsjahre.
Vollständigkeit	Beschreibt den prozentualen Anteil eines Energie- oder Materialflusses der gemessen oder geschätzt wird	z.B. das Intervall bzw. den Zeitraum auf den Sich durch Messung erhobene Daten beziehen im Bezug zur Milchproduktion innerhalb eines Jahres.
Repräsentativität	Beschreibt als qualitative Einschätzung den Grad, in dem die herangezogene Datenmenge die wahre Grundgesamtheit widerspiegelt	z.B. „Transferierbarkeit“ der Projektergebnisse auf Einzelbetriebe oder bestimmte Klassifizierungen von Produktionssystemen und Betrieben.
Konsistenz	Beschreibt als ebenfalls qualitative Einschätzung die Methode der Studie auf die verschiedenen Komponenten der Analyse einheitlich angewendet werden	z.B. Einschätzung zur Wahrung der Datensymmetrie (Auflösung und Qualität) beim Vergleich der verglichenen Produktionssysteme.
Reproduzierbarkeit	Beschreibt qualitativ, inwiefern ein unabhängiger Ersteller mit den dokumentierten Methoden und Datenwerten die in der Studie angegebenen Datenwerte reproduzieren kann	Wird grundsätzlich über eine ausführliche hinreichend genaue Dokumentation der verwendeten Datenbasis und ggf. zugrundeliegende Annahmen sichergestellt.
Datenunsicherheit	Berücksichtigt die Unsicherheit der Information bei den verwendeten Daten, Modellen und Annahmen	Wird im vorliegenden Vorhaben über eine Matrix zur Bewertung der Datenqualität abgedeckt.

Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis von DIN EN ISO 14044 (DIN 2018)

Vor dem Hintergrund der in Tabelle 6 dargestellten Anforderungen zu den Datenquellen und deren Qualität wurde entschieden, soweit als möglich, auf im Projekt selbst zu erhebende bzw. bereitzustellende Daten zurückzugreifen. Dies geschieht vor allem aus Gründen der transparenten Darstellung der Datengrundlage und steht im Einklang mit der Zieldarstellung der vorliegenden Untersuchung. Dies gilt auch und insbesondere für die Datengrundlage zur Bereitstellung der Futtermittel. Konkret wurden spezifische Daten zu stofflichen und energetischen Betriebsmitteleinsätzen bei der Milcherzeugung vom Projektpartner KTBL (Kuratorium für Technik und

Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) zusammengestellt und ausführlich dokumentiert (vgl. Kapitel 4). Ebenso wurden anerkannte Berechnungsstandards, wie z.B. der Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft (Arbeitsgruppe BEK 2016) für die futterrationsspezifische Berechnung der direkten und indirekten Emissionen aus der Tierhaltung herangezogen. Damit ist sichergestellt, dass einerseits die auf diesen Berechnungen beruhenden Ergebnisse breit anschlussfähig sind und dass andererseits sehr spezifisch und detailliert der Einfluss als besonders relevant identifizierter Input-Parameter bestimmt werden kann.

Darüber hinaus erlaubt das gewählte Vorgehen vergleichsweise weitreichende Variationen an den getroffenen Annahmen und den als besonders relevant eingestuften Input-Parametern. Auch dies steht im Einklang mit dem grundlegenden Ziel der vorliegenden Untersuchung, das Vertrauen in die Zuverlässigkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse von (Produkt-) Ökobilanzen zu stärken.

Lediglich auf Ebene der Bereitstellung von Vorprodukten, wie etwa dem eingesetzten Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel und eingesetzten Energieträgern wurde, der gängigen ökobilanziellen Praxis entsprechend, auf Datensätze aus der Datenbank ecoinvent[15] zurückgegriffen. Analog gilt dies auch für die Modellierung der Bestandteile der formulierten Futtermittel (konkret: Milchleistungsfutter und Mineralfutter), für die angenommen wird, dass es sich dabei um am Markt zugekaufte Futtermittel handelt und für die ebenfalls Datensätze aus ecoinvent herangezogen wurden.

Die Berechnung der Ergebnisse erfolgt in der vorliegenden Studie auf Basis der Erhebung spezifischer Material- und Energieverbräuche für jeden einzelnen Prozess innerhalb der Systemgrenze. So wird beispielsweise für die Bereitstellung von konventioneller Maissilage zunächst die erforderliche Menge an Saatgut, die eingesetzten Dünger und der benötigte Diesel (Bodenbearbeitung und Ernte) berechnet (vgl. Tabelle 19). Um die potenziellen Umweltauswirkungen der so quantifizierten Material- und Energieverbräuche ermitteln zu können, werden sie mit entsprechenden Inventar-Datensätze aus der Datenbank ecoinvent verknüpft. Diese Inventar-Datensätze enthalten die für die Wirkungsabschätzung benötigten Informationen. So enthält jeder Datensatz ein eigenständiges Inventar an Material- und Energieflüssen. Die Berechnung der Ergebnisse erfolgt in der Ökobilanz-Software openLCA[16] und umfasst einen Doppelschritt, bei dem zunächst das Sachbilanzinventar berechnet wird. Anschließend werden die so berechneten Stoff- und Energieflüsse in Hinblick auf Ihre potenzielle Umweltwirkung abgeschätzt (vgl. Abschnitt 3.2.7).

Für die Dokumentation der vorliegenden Studie bedeutet dies, dass zunächst in Kapitel 4 die erforderlichen Material- und Energieflüsse dokumentiert werden. Zudem wird dokumentiert, durch welchen Datensatz die Bereitstellung eines jeden Stoff und Energieflusses im Ökobilanz-Modell erfolgt.

Bei der Durchführung der Wirkungsabschätzung werden die Umweltwirkungen eines jeden Material- und Energieflusses berechnet. Aus Gründen der besseren Darstellung werden in der vorliegenden Dokumentation jedoch nicht alle Teilergebnisse jedes Prozesses einzeln aufgeführt. Vielmehr werden die Teilergebnisse zu sinnvollen Einheiten zusammengeführt. Um am hier gewählten Beispiel der Bereitstellung des konventionellen Grundfutters zu bleiben, werden also nicht in jedem Fall die Teilergebnisse der Einzelaufwendungen für Mais- und Grassilage (jeweils Saatgut, Dünger, Diesel) ausgewiesen, sondern es wird der Gesamtbeitrag dieser Teilprozesse als Aufwand für die Bereitstellung der erforderlichen Menge an konventionellem Grundfutter dokumentiert. Um dennoch ein möglichst transparentes Bild des Zustandekommens der

[15] www.ecoinvent.org, zuletzt abgerufen am 16.05.2019.

[16] https://www.openlca.org/

Ergebnisse zu bekommen, wird in der vorliegenden Arbeit eine ausführliche Beitragsanalyse durchgeführt (vgl. Abschnitt 5.3).

Die in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigten Datensätze stammen aus der ecoinvent Version 3.4, welche zum Zeitpunkt der notwendigen Festlegung die aktuellste Version war. Die ecoinvent Version 3.4 wurde aus verschiedenen Gründen als bevorzugte Datenbank zur Modellierung von Hintergrundprozessen ausgewählt. Dabei wurde berücksichtigt, dass:

- ecoinvent Version 3.4 eine breite Verfügbarkeit für die vorliegende Untersuchung relevanter Datensätze enthält;
- diese in Hinblick auf Systemgrenzen (inkl. implizite Allokationen) und in Bezug auf die Wirkungsabschätzung in sich konsistent verwendet werden können und
- eine vergleichsweise ausführliche und transparente Dokumentation vorliegt.

Zudem wurde geprüft, inwiefern bei der Verwendung der Datenbank ecoinvent für zugekaufte Futtermittel sichergestellt ist, dass die Daten tatsächlich für die Fragestellung geeignet sind, um zu validen Aussagen zu kommen. Besonderes Augenmerk wurde daraufgelegt, dass hinter den verwendeten generischen Grunddaten ein einheitliches Allokationsmodell steht. Für die vorliegende Produktökobilanzierung, die als „attributive LCA“ modelliert wurde, wurden entsprechend ausschließlich solche Datensätze verwendet, die entweder dem Systemmodell „Allocation at Point of Substitution (APOS)“ der Datenbank ecoinvent Version 3.4 entstammen oder aber einer Systemlogik folgen, die diesem Allokationsansatz methodisch entsprechen (vgl. Abschnitt 3.2.6.1).

Ergänzend wurde geprüft, inwiefern für die Bereitstellung der Futtermittelbestandteile auch auf die Datenbank FeedPrint zurückgegriffen werden könnte. Bei der von der Universität Wageningen herausgegebenen Datenbank FeedPrint handelt es sich um ein Werkzeug zur Quantifizierung von Treibhausgasemissionen der Futtermittelbereitstellung und –anwendung (Vellinga et al. 2013). Die Datenbank fokussiert auf die drei Treibhausgase CO_2, CH_4, und N_2O und definiert bzw. berücksichtigt für jedes tierische Produkt ein „typisches niederländisches Farmsystem“. Die in der Datenbank enthaltenen Informationen sind damit für die hier verfolgten Untersuchungsziele unvollständig, da nur eine Auswahl relevanter Treibhausgase und sonst keine weiteren Umweltwirkungen berücksichtigt werden.

3.2.9 Vergleiche zwischen Systemen

Entsprechend den Vorgaben der Norm 14044 muss bei einer vergleichenden Studie vor der Auswertung der Ergebnisse die Vergleichbarkeit der Systeme beurteilt werden (DIN EN ISO 14044:2018-05). Demzufolge muss der Untersuchungsrahmen der Studie so festgelegt werden, dass die Systeme verglichen werden können. Systeme müssen unter Anwendung identischer funktioneller Einheiten und analoger methodischen Festlegungen, wie z.B. Leistung, Systemgrenze, Datenqualität, Allokationsverfahren, Kriterien zur Beurteilung von Inputs und Outputs sowie zur Wirkungsabschätzung, verglichen werden.

Im vorliegenden Fall der Betrachtung verschiedener ökologischer und konventioneller Milchproduktionssysteme erlaubt die Bilanzierung „from-cradle-to-farmgate“ einen direkten Vergleich zwischen den Systemen, da die oben angegebenen Aspekte berücksichtigt wurden. Insbesondere wurden sämtliche Produktsysteme für den Vergleich so ausgewählt, dass sie als funktional äquivalent angesehen werden können. Ein direkter Vergleich der verschiedenen Systeme ist damit zulässig.

4 Grundlage der Sachbilanz: Modellierung und Datenbasis

In diesem Kapitel wird die Grundlage der Sachbilanz und die der Modellierung zugrundeliegende Datenbasis dokumentiert. Die Phase der Erstellung der Sachbilanz ist die zweite Phase der Ökobilanz. Sie ist die Bestandsaufnahme von Input-/Outputdaten in Bezug auf das zu untersuchende System (DIN EN ISO 14040:2006).

Im Folgenden werden die berücksichtigenden Prozessmodule in Form jeweils eigener Abschnitte dargestellt. Zunächst wird die Tierhaltung betrachtet (Abschnitt 4.1). Die Datenbasis zur Futtergrundlage ist in Abschnitt 4.2 dargestellt. Hier werden der Eigenanbau von Futtermitteln, (inkl. Wirtschaftsdüngerausbringung und damit verbundene Emissionen) sowie die Bereitstellung zugekaufter Futtermittel thematisiert. Die der Modellierung zugrundeliegenden Informationen zu Stallgebäuden erfolgt in Abschnitt 4.2.5. Im Zuge der Milcherzeugung entstehen direkte und indirekte Emissionen (z.B. aus Verdauung und Ausscheidungen der Tiere). Um auch diese tierphysiologischen Emissionen adäquat berücksichtigen zu können, werden entsprechende Emissionsfaktoren berechnet, die dann im Rahmen der Wirkungsabschätzung mit einberechnet werden. Die Dokumentation zur Berechnung dieser direkten und indirekten Emissionen aus dem Stall, dem Wirtschaftsdüngerlager und auf der Weide findet sich in Abschnitt 4.4. Die Berechnung des Allokationsfaktors für die gekoppelte Erzeugung von Milch und Fleisch (Abschnitt 4.4.4) schließt das Kapitel zur Grundlage der Sachbilanz ab.

4.1 Tierhaltung

Bei der Tierhaltung werden die eigentliche Milchproduktion mit Milchkühen, die Aufzucht von Kälbern sowie die Aufzucht der zur Remontierung nötigen Jungrinder und Färsen berücksichtigt.

Die Bandbreite der Verfahrensabläufe und der Leistungen innerhalb der konventionellen bzw. innerhalb der ökologisch wirtschaftenden Betriebe ist sehr groß. Auf der anderen Seite ähneln sich viele Abläufe sowohl zwischen konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben als auch zwischen den ausgewählten Regionen. Aufgrund der dargestellten Bandbreite an Milchproduktionssystemen in Deutschland ist es notwendig, eine für die zu untersuchende Fragestellung geeignete Auswahl an zu betrachtenden Produktionssystemen zu treffen (vgl. Abschnitt 3.2.2).

Bei allen Varianten wird davon ausgegangen, dass sämtliche männlichen Kälber bis zu einem Alter von etwa 4 Monaten aufgezogen und danach an Mastbetriebe verkauft werden. Die Aufwendungen (z.B. Futtermittelbereitstellung) in den ersten vier Lebensmonaten der Bullenkälber werden in der vorliegenden Studie berücksichtigt. Die sich anschließende Mast der Bullenkälber bzw. die damit verbundenen Aufwendungen werden in dieser Untersuchung hingegen nicht berücksichtigt. Für das Fleisch der verkauften Bullenkälber wird entsprechend des im Abschnitt 3.2.6 dargestellten Verfahrens vorgegangen. Die Ergebnisse der Berechnung zur Allokation der Koppelprodukte Milch und Fleisch sind in Abschnitt 4.4.4 dokumentiert.

Für die Kuhkälber wird in der vorliegenden Studie angenommen, dass sämtliche Kälber bis zum Abkalben aufgezogen werden. Ein Teil der Färsen wird zur Remontierung[17] verwendet. Die Färsen, die nicht zur Remontierung benötigt werden, werden entweder als Schlachttiere oder als Zuchttiere verkauft. Für die vorliegende Studie wird davon ausgegangen, dass diese Färsen als Schlachttiere verkauft werden.

[17] Remontierung beschreibt denjenigen Anteil der Nachzucht, der für den Erhalt des Bestandes im Milchviehbetrieb erforderlich ist. Dieser Anteil der Nachzucht ersetzt in milchkuhhaltenden Betrieben den Anteil kranker, leistungsschwacher oder alter Kühe, die aus dem Betrieb ausscheiden.

Bei der Weidehaltung wird unterstellt, dass die Weideperiode 165 Tage beträgt. In dieser Zeit befinden sich die Milchkühe durchschnittlich 12 Stunden am Tag auf der Weide, die Jungrinder 24 Stunden. Für die Kälber wurde kein Weidegang berücksichtigt.

4.1.1 Milchkühe

Für Betriebsmodelle im Allgäu werden Milchkühe der Rasse Fleckvieh sowohl für die konventionelle wie für die ökologische Wirtschaftsweise unterstellt. Für die Betriebsmodelle der übrigen Regionen wird von Milchkühen der Rassen Schwarzbunt bzw. Holstein-Friesian ausgegangen (kurz: SB-HF).

Grundsätzlich lassen sich bei der Bestandsgröße (Milchkühe, ohne Jungtiere) die Anzahl der Kühe, die Anzahl der Betriebe und die mittlere Kuhzahl als Kriterium heranziehen. Auch hier bestehen zwischen den einzelnen Bundesländern bzw. Regionen erhebliche Unterschiede. Durch die Wahl der zu berücksichtigenden Naturräume (und die Frage mit/ohne Weidegang) ist bereits ein Hinweis auf die regionaltypischen Bestandsgrößen gegeben, die für das Vorhaben relevant sind. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, verschiedene Bestandsgrößen in den einzelnen Regionen zu berücksichtigen. Die Bandbreite bewegt sich zwischen 40 und 3000 Milchkühen je Betrieb. Bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben liegt die Obergrenze bei etwa 1500 Milchkühen. Ausgangspunkt für die Bewertung sind die für die Regionen typischen Bestandsgrößen. Berücksichtigt wird daher der Durchschnittsbestand der regionaltypischen relevantesten Betriebsgrößenklasse (destatis 2018).

Der überwiegende Teil der Kühe wird in Laufställen gehalten. Insbesondere in den Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg spielt daneben auch der Anbindestall bei Bestandsgrößen bis etwa 40 Milchkühen noch eine Rolle.

Die in Tabelle 2 (vergleiche Kapitel 3.2.2) unterstellten Tierplätze bei den ausgewählten Produktionssystemen orientieren sich auf der einen Seite an den mittleren Kuhzahlen in den Bundesländern, in denen sich die Schwerpunkte der Milchviehhaltung in Deutschland befinden (siehe Tabelle 7) und auf der anderen Seite an der Entwicklung der Bestandsgrößen in Richtung größerer Bestände.

Tabelle 7: Betriebsgrößen der Milchviehhaltung in den Bundesländern in 2018

Bundesland	Anzahl Kühe	Anzahl Betriebe	Mittlere Kuhzahl
Baden-Württemberg	**334.117**	**6.670**	**50**
Bayern	**1.154.373**	**28.988**	**40**
Berlin	116	7	17
Brandenburg	148.785	664	224
Bremen	3.583	44	81
Hamburg	1.094	20	55
Hessen	134.380	688	50
Mecklenburg-Vorpommern	**164.514**	**718**	**229**
Niedersachsen	**849.920**	**9.228**	**92**
Nordrhein-Westfalen	**409.449**	**5.631**	**73**
Rheinland-Pfalz	**108.203**	**1.758**	**62**

Bundesland	Anzahl Kühe	Anzahl Betriebe	Mittlere Kuhzahl
Saarland	13 504	195	69
Sachsen	177.364	1.191	149
Sachsen-Anhalt	116.429	571	204
Schleswig-Holstein	**385.305**	**3.853**	**100**
Thüringen	100.455	587	171

Quelle: destatis (2018), eigene Zusammenstellung

Im Zuge der Festlegung der zu betrachtenden Milchproduktionssysteme galt es grundsätzlich zu entscheiden, ob eher die Marktrelevanz für die Auswahl der Tierrassen entscheidend ist oder aber das Milcherzeugungssystem in seiner Bandbreite möglichst kontrastiv abgebildet werden soll. Vor dem Hintergrund der Zielsetzung des Vorhabens wurden in der hier vorgelegten Studie die jeweils regionaltypisch bedeutendsten Rassen ausgewählt. Für die Stoffströme in den Betrieben spielen Milchleistung und Lebendmasse der Tiere die wichtigste Rolle.

Die Nutzungsdauer der Milchkühe beeinflusst den Anteil der Jungviehaufzucht im Produktionssystem. Je kürzer die Tiere genutzt werden, desto mehr Jungtiere müssen für die Bestandsergänzung herangezogen werden und umso weniger stehen für den Verkauf als Zucht- oder Masttiere zur Verfügung. Entsprechend werden bei kürzerer Nutzungsdauer mehr Milchkühe zur Schlachtung verkauft.

Im Basisszenario wird für die konventionell wirtschaftenden Produktionssysteme eine durchschnittliche Nutzungsdauer der Milchkühe von 2,7 Laktationen unterstellt, für die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle wird eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 4,1 Laktationen je Milchkuh berücksichtigt (ADR 2017).

Die Berücksichtigung der Nutzungsdauer stellt einen relevanten Parameter für den Vergleich ökologischer und konventioneller Milchproduktionssysteme dar. Entsprechend wird im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse geprüft, wie sich die Annahme einer gleichen Nutzungsdauer für konventionelle und ökologische Produktionssysteme auf die Ergebnisse auswirken würde (vgl. Abschnitt 5.4.4).

Die Milchleistung leitet sich auf der einen Seite von der Genetik (Rinderrasse) ab. Unter Milchleistung wird in der vorliegenden Untersuchung die tatsächlich verkaufte Milch pro Milchkuh und Jahr verstanden. Damit sind Verluste durch nicht verkaufsfähige Milch (z.B. Biestmilch[18], Milch von behandelten Kühen) und die für die Aufzucht der Kälber benötigte Milch berücksichtigt. Bei Fleckvieh ist die durchschnittliche Herdenleistung niedriger als bei Schwarzbunt/ Holstein-Friesian. Ökologisch wirtschaftende Betriebe greifen dabei auch mehr auf alte Schläge insbesondere bei den Schwarzbunt/Holstein-Friesian zurück, die tendenziell eine geringere Milchleistung haben. Auf der anderen Seite spielt die Intensität des Futtermitteleinsatzes eine Rolle. Die Milchleistung ist durch den höheren Kraftfuttereinsatz bei den konventionellen Produktionssystemen höher als bei den ökologischen Produktionssystemen.

Das Trockenmasseaufnahmevermögen der Milchkühe ist in erster Linie abhängig von der Körpermasse der Tiere, aber auch von der Milchleistung. Für die Rationsberechnung wird häufig pauschal ein Wert von 3 % des Körpergewichts angesetzt (LfL Bayern 2018). Bei der zu

[18] Biestmilch (Colostrum, Kolostrum, Erstmilch) ist die erste Milch des Säugetiers und wird in dieser Form nur in den ersten 72 Stunden nach der Geburt bereitgestellt.

berücksichtigenden Milchleistung soll eine möglichst gute Abbildung der Milcherzeugung in Deutschland erreicht und damit vorrangig regionaltypische Durchschnittswerte herangezogen werden.

Grundsätzlich wurde bei der Auswahl darauf geachtet, bei den Kühen an möglichst wenigen Stellen Variationen bei den Leistungsmerkmalen durchzuführen, um einen direkten Vergleich unter ähnlichen Bedingungen zu ermöglichen. Die Variation vor allem der Milchleistung zwischen konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben erschwert den direkten Vergleich zwischen den verschiedenen Betriebsmodellen in einer Region.

Die unterstellten Milchleistungen orientieren sich am Durchschnitt der Jahresleistung von Milchkühen verschiedener Rassen aus den Ergebnissen der Milchleistungsprüfungen der Jahre 2015, 2016 und 2017 (siehe Tabelle 9) und Annahmen in der Datensammlung Betriebsplanung Landwirtschaft 2018/19 des KTBL (KTBL 2018).

Neben der Milchleistung werden die unterschiedlichen Gewichte und Ausschlachtung (Verhältnis Schlachtkörpergewicht/Lebendgewicht) zwischen Fleckvieh und Schwarzbunt-HF berücksichtigt. Die Annahmen orientieren sich an den Ergebnissen der Milch- und Fleischleistungsprüfungen in Bayern (Dethlefsen et al. 2016); (Müller et al. 2017; Grandl et al. 2018). Die in der Datensammlung des KTBL angenommenen Schlachtgewichte beruhen auf der mehrjährigen Auswertung der amtlichen Preisfeststellungen für Schlachtrinder in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen, die wöchentlich von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum (LEL) in Schwäbisch-Gmünd veröffentlicht wird http://www.lel-bw.de/pb/,Lde/Startseite)[19]. Die gleichen Datenquellen werden auch für die Annahmen für Kälber und Jungrinder herangezogen.

Die für die Modellierung der verschiedenen Betriebsmodelle berücksichtigten Leistungsmerkmale der betrachteten Rassen sind zusammenfassend in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Leistungsmerkmale der Milchkühe in den verschiedenen Betriebsmodellen

Bezeichnung	**Einheit**				
Betriebsmodell*		**Allgäu_konventionell Allgäu_ Weide_ konventionell**	**Allgäu_ ökologisch Allgäu_ Weide_ ökologisch**	**Mittelgebirge_ Weide_konventionell Nord_Weide_konventionell Ost_Weide_konventionell**	**Mittelgebirge_Weide_ ökologisch Nord_Weide_ökologisch Ost_Weide_ökologisch**
Rasse		Fleckvieh	Fleckvieh	Schwarzbunt-Holstein-Friesian	Schwarzbunt- Holstein-Friesian
Milchleistung	kg/Kuh * a	7000	6000	8500	7000
Fettgehalt	%	4,1	4,1	4,1	4,1
Eiweißgehalt	%	3,4	3,4	3,4	3,4
Erstkalbealter	Monate	27	27	27	27

[19] Amtliche Preisfeststellung für Schlachtvieh: http://www.lel-bw.de/pb/,Lde/Startseite, zuletzt aufgerufen am 31.10.2019

Bezeichnung	Einheit				
Zwischenkalbe-zeit	Tage	392	392	417	417
Laktationen	Anzahl	2,7	4,1	2,7	4,1
Abgangsgewicht	kg	750	750	700	700
Ausschlachtung	%	55	55	50	50
Schlachtkörper	kg	412	412	350	350
Verluste	%	1	1	1	1
Kalbungen	Anzahl	0,98	0,98	0,98	0,98
Kälber je Kal-bung	Anzahl	1,04	1,04	1,04	1,04

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Zusammenstellung nach (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., KTBL 2018).

Tabelle 9: Durchschnittsleitungen von Milchkühen ausgewählter Rassen nach den Ergebnissen der Milchleistungsprüfung

	Einheit	2015	2016	2017	Durchschnitt aus drei Jahren (gerundet)	Tiere in Milchleistungsprüfung 2017
Holstein-Schwarzbunt	kg Milch	9087	9224	9167	9200	2.128.093
Deutsches Schwarzbuntes Niederungsrind	kg Milch	6720	6774	6561	6700	3.070
Holstein-Rotbunt	kg Milch	8131	8271	8208	8200	231.950
Doppelnutzung Rotbunt	kg Milch	6984	6908	6738	6900	22.828
Rotvieh /Angler	kg Milch	7735	7713	7638	7700	12.955
Rotvieh alte Zuchtrichtung	kg Milch	5078	5101	4414	4900	170
Jersey	kg Milch	6239	6428	6287	6300	5.099
Fleckvieh	kg Milch	7406	7568	7532	7500	885.591
Braunvieh	kg Milch	7269	7531	7457	7400	157.149
Gelbvieh	kg Milch	5909	5858	5604	5800	1.848
Vorderwälder	kg Milch	5411	5268	5129	5300	6.239
Hinterwälder	kg Milch	3062	2982	2868	3000	400
Pinzgauer	kg Milch	5300	5370	5464	5400	937

	Einheit	2015	2016	2017	Durchschnitt aus drei Jahren (gerundet)	Tiere in Milchleistungsprüfung 2017
Murnau-Werdenfelser	kg Milch	4069	4101	4025	4100	299
Limpurger	kg Milch	3958	4192	3885	4000	99
Sonstige/ Kreuzungen	kg Milch	7940	8092	7992	8000	170.565

Quelle: eigene Zusammenstellung nach ADR (2017).

4.1.2 Kälber

Zur Vereinfachung der Annahmen wird bei allen Betriebsmodellen unabhängig von der Rasse davon ausgegangen, dass die männlichen Kälber aus der Milchviehhaltung bis zu einem Alter von vier Monaten und einem Gewicht von 150 kg bei Fleckvieh und 135 kg bei Schwarzbunt-HF aufgezogen werden. Danach verlassen sie den Milchviehbetrieb und werden in Bullenmastbetrieben gemästet. Alle weiblichen Kälber werden ebenfalls etwa vier Monate aufgezogen und wechseln dann in die Jungviehaufzucht im Milchviehbetrieb, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ebenfalls berücksichtigt wird (vgl. Abschnitt 4.1). Die getroffenen Annahmen zu den Leistungsmerkmalen der Aufzuchtkälber (siehe Tabelle 10) orientieren sich an den Planungsgrundlagen der KTBL-Datensammlung Landwirtschaft 2018/19 (KTBL 2018). Die in dieser Datensammlung enthaltenen Angaben werden in verschiedenen Arbeitsgremien des KTBL, die sich aus Vertretern der Offizialberatung der Bundesländer, Ökoanbauverbänden, Forschung und Landwirten zusammensetzen, erarbeitet. Für die Modellierung der Kälberaufzucht werden die in Tabelle 10 genannten Leistungsmerkmale nach Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL 2018) berücksichtigt:

Tabelle 10: Leistungsmerkmale der Aufzuchtkälber in den verschiedenen Betriebsmodellen

Bezeichnung Betriebsmodell*	Einheit	Allgäu_konventionell Allgäu_Weide_konventionell	Allgäu_ökologisch Allgäu_Weide_ökologisch	Mittelgebirge_Weide_konventionell Nord_Weide_konventionell Ost_Weide_konventionell	Mittelgebirge_Weide_ökologisch Nord_Weide_ökologisch Ost_Weide_ökologisch
Rasse		Fleckvieh	Fleckvieh	Schwarzbunt-Holstein-Friesian	Schwarzbunt-Holstein-Friesian
Geburtsgewicht					
Bullenkalb	kg/Tier	45	45	43	43
Kuhkalb	kg/Tier	43	43	41	41
Abgangsalter	Monate	4	4	4	4
Abgangsgewicht					
Bullenkalb	kg/Tier	150	150	135	135

Bezeichnung	Einheit				
Kuhkalb	kg/Tier	135	135	125	125
Verluste	%	5	5	5	5

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Zusammenstellung nach (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., KTBL 2018).

4.1.3 Jungviehaufzucht

Für die Modellierung der Jungviehaufzucht in den jeweiligen Betriebsmodellen wird berücksichtigt, dass alle weiblichen Kälber aufgezogen werden und erst vor dem Abkalben die Entscheidung getroffen wird, ob sie zur Remontierung dienen oder verkauft werden.

Alle Färsen werden besamt oder von Bullen gedeckt. Die Aufzuchtfärsen wechseln mit einem Gewicht von 560 kg bei Fleckvieh und von 500 kg bei Schwarzbunt-HF in die Milchviehhaltung. Bei den Färsen, die nicht zur Remontierung benötigt werden, wird davon ausgegangen, dass sie nach dem Abkalben geschlachtet werden. Die Kälber werden bei der Stoffbilanz berücksichtigt. Für die Kälber werden die gleichen Geburtsgewichte wie bei den Milchkühen unterstellt.

Für die vorliegende Untersuchung wurden die in Tabelle 11 genannten Leistungsmerkmale berücksichtigt.

Tabelle 11: Leistungsmerkmale der Aufzuchtrinder in den verschiedenen Betriebsmodellen

Bezeichnung Betriebsmodell*	Einheit	Allgäu_konventionell Allgäu_Weide_konventionell	Allgäu_ökologisch Allgäu_Weide_konventionell	Mittelgebirge_Weide_konventionell Nord_Weide_konventionell Ost_Weide_konventionell	Mittelgebirge_Weide_ökologisch Nord_Weide_ökologisch Ost_Weide_ökologisch
Rasse		Fleckvieh	Fleckvieh	Schwarzbunt-Holstein-Friesian	Schwarzbunt-Holstein-Friesian
Anfangsgewicht	kg/Tier	125	125	125	125
Anfangsalter	Monate	4	4	4	4
Abgangsgewicht	kg/Tier	560	560	500	500
Abgangsalter	Monate	27	27	27	27
Verluste	%	1	1	1	1

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Zusammenstellung nach Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., KTBL 2018).

In der Modellierung der Jungrinderaufzucht wird in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, dass die Tiere zunächst im eigenen Betrieb aufgezogen werden. Überschüssige Färsen werden nach dem ersten Abkalben als Masttiere verkauft. Bei allen Betriebsmodellen kommen die gleichen Aufzuchtverfahren zum Einsatz. Die Futtergrundlage wird jeweils regionsspezifisch

abgebildet, wobei jeweils nach konventionellem und ökologischem Futtermittel unterschieden wird. Bei der Aufzuchtdauer, den Gewichten der Tiere sowie bei der Vermarktung von Kälbern gibt es zwischen ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben nur geringfügige Unterschiede. In Bezug auf die Abgangsgewichte und die Preise, die für konventionelle und ökologische Kälber und Aufzuchtfärsen erzielt werden, werden diese Unterschiede in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigt. In Bezug auf die Haltungsverfahren und die damit verbundenen Emisisonen werden die Unterschiede als vernachlässigbar angesehen und dementsprechend nicht berücksichtigt. Mit Blick auf die Ergebnisse der Bietragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3), wird ersichtlich, dass die entsprechenden Prozesse nur geringfügig zum Gesamtergebnis beitragen. Entsprechend darf davon ausgegangen werden, dass auch etwaige Änderungen innerhalb dieser Prozesse nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtergebnisse haben.

4.2 Futtermittelbereitstellung

Aufgrund der unterschiedlichen naturräumlichen Ausstattung der gewählten vier Regionen werden verschiedene typische Futtergrundlagen (Rationen) abgebildet. So wird zum Beispiel im Alpenvorland die Grobfutterration von Grassilage dominiert, in den übrigen Regionen von Maissilage. Das Kraftfutter wird in den Betrieben in Mecklenburg-Vorpommern häufig selbst aus im Betrieb angebauten Getreiden oder Leguminosen erzeugt. In den übrigen Regionen wird das Kraftfutter in der Regel als fertige Mischung zugekauft. Im Rahmen der vorliegenden Studie wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Kraftfuttermittel für alle untersuchten Milchproduktionssysteme zugekauft wird.

In den folgenden Abschnitten erfolgt die Dokumentation der Datengrundlage zur Futtermittelbereitstellung. Dabei wird zunächst das Vorgehen zur Ermittlung des Futtermittelbedarfs skizziert (Abschnitt 4.2.1.). Darauf aufbauend wird das Vorgehen zur Modellierung der Futtermittelbereitstellung dokumentiert (Abschnitt 4.2.2-4.2.4).

4.2.1 Ermittlung Energiebedarf

Grundlage für die Ermittlung des Futterbedarfs ist die Berechnung des Gesamtenergiebedarfs der Milchkühe, der sich wiederum aus den verschiedenen, in Tabelle 8 dargestellten tierischen Leistungsmerkmalen (v.a. Milchleistung), ergibt.

Die in Deutschland typischerweise verwendete Einheit zur Beschreibung der Futtereigenschaften in der Milchviehfütterung ist die Netto-Energie-Laktation (NEL). Dabei setzt sich der Energiebedarf für die Fütterung von Milchkühen aus folgenden Parametern zusammen:

- dem Energiebedarf für die Erhaltung der Lebensfunktionen,
- dem Energiebedarf für die Erhaltung und das Wachstum des Fötus in der Vorbereitungsfütterung und
- dem Energiebedarf für die Erzeugung der Milch.

In Tabelle 12 sind die Berechnungen des Energiebedarfs für Milchkühe für Erhaltungs- und Leistungsbedarf sowie für verschiedene Abschnitte der Laktation dargestellt.

Tabelle 12: Energiebedarf in Netto-Energie-Laktation für Milchkühe

Bezeichnung	Berechnung des Energiebedarfs
Energiebedarf für Erhaltung	MJ NEL/d = 0,293 MJ / kg LM ^{0,75}
Energiebedarf für Erhaltung und Wachstum des Fötus in der Vorbereitungsfütterung	
• 9.–7. Woche vor der Geburt	Erhaltungsbedarf
• 6.–4. Woche vor der Geburt	Erhaltungsbedarf
• 3. Woche bis Geburt	Erhaltungsbedarf + 16 bis 20 MJ NEL/d
Energiebedarf Milch	MJ NEL/kg = 0,38 Fettgehalt in % + 0,21 Eiweißgehalt in % + 1,05

NEL = Netto-Energie-Laktation, MJ = Megajoule, LM = Lebendmasse, d = Tag
Quelle: Spiekers et al. (2009), eigene Zusammenstellung;

Die folgende Beispielrechnung zeigt den Rechenweg zur Ermittlung des Energiebedarfs über alle Laktationsabschnitte.

Beispielrechnung zur Ermittlung des Gesamtenergiebedarfs (NEL) pro Milchkuh:

Angenommen wird eine Milchkuh mit 650 kg Lebendgewicht, einer jährlichen Milchleistung von 8500 kg bei 4,1 % Fett und 3,4 % Eiweiß und einer Zwischenkalbezeit von 417 Tagen. Entsprechend der Angaben in Tabelle 12 errechnet sich während der Laktation folgender Gesamtenergiebedarf, der über die Fütterung gedeckt werden muss:

- Täglicher Energiebedarf für die Erhaltung: 650 kg Lebendmasse0,75 * 0,293 MJ = 37,72 MJ NEL/d
- Erhaltungsbedarf während des Melkzeitraums: 354 Tage * 37,72 MJ NEL/d = 13.353 MJ NEL
- Erhaltungsbedarf 9. – 7. Woche vor Geburt: 21 Tage * 37,72 MJ NEL/d = 792 MJ NEL
- Erhaltungsbedarf 6. – 4. Woche vor Geburt: 21 Tage * 37,72 MJ NEL/d = 792 MJ NEL
- Erhaltungsbedarf 3. Woche bis Geburt: 21 Tage * (37,72 MJ NEL/d + 20 MJ NEL/d) = 1.212 MJ NEL
- Energiebedarf für die Erzeugung der Milch: 0,38 * 4,1 % Fett+0,21 * 3,4 % Eiweiß+1,05 = 3,32 MJ NEL/kg Milch
- Leistungsbedarf für die Erzeugung der Milch: 8.500 kg Milch * 3,32 MJ NEL/kg= 28.237 MJ NEL
- Gesamtbedarf während der Laktation: 13.353 + 792 + 792 + 1.212 + 2.8237 = 44.386 MJ NEL

NEL = Netto-Energie-Laktation, d = Tag

Aus den Berechnungsvorgaben in Tabelle 12 errechnet sich, analog der beispielhaften Darstellung in der obenstehenden Box der Gesamtenergiebedarf pro Kuh für den Zeitraum einer Laktation. Unter den gegebenen Bedingungen des Beispiels (Lebendgewicht 650 kg; Zwischenkalbezeit von 417 Tagen, Milchleistung 8.500 kg ECM/Jahr) errechnet sich ein Gesamtenergiebedarf von 44.386 MJ NEL. Für die weitere Modellierung wird das bereitzustellende Futter so

zusammengestellt, dass die Gesamtration an Futter den errechneten Gesamtenergiebedarf zu decken vermag. Zusätzlich werden Fütterungsverluste berücksichtigt, die technisch oder durch das Tierverhalten bedingt sind.

Bei der Berechnung des Energiebedarfs wird unterstellt, dass die einzelne Milchkuh den Durchschnittswert einer Herde darstellt. Nach dieser Rechenformel werden alle Lebensabschnitte einer Kuh von einer zur nächsten Kalbung (Laktation) berücksichtigt. Für die Kälber und Jungrinder wird der Energiebedarf nach dem gleichen Schema berechnet.

4.2.2 Grundfutter

Betriebe mit Milchviehhaltung produzieren das benötigte Grundfutter in der Regel auf betriebseigenen Flächen. Zum Teil wird auch das Kraftfutter auf eigenen Flächen angebaut. Der in der Tierhaltung anfallende Wirtschaftsdünger wird zur Düngung ausgebracht. Die Art der Flächennutzung (Verteilung Grünland und Ackerland) ist vom Naturraum abhängig, in denen die Betriebe wirtschaften (vgl. Abschnitt 3.2.2).

Die Futtergrundlage wird bestimmt durch den Grünland- und Ackeranteil in der Region sowie die Wirtschaftsweise des Betriebs. Entsprechend variiert die Zusammensetzung der Futterration. Die Futterration setzt sich zusammen aus wirtschaftseigenem Grundfutter und energiereichem Kraftfutter, das von den meisten Betrieben in der Regel als fertige Mischung zugekauft wird.

Als Grundfutter wird in der Milchviehfütterung wirtschaftseigenes Futter bezeichnet, welches sowohl wasserreiche Futtermittel wie Grünfutter und anderes Saftfutter in Form von Silagen als auch trockenes Raufutter, wie z.B. Heu und Stroh, umfasst. Die Grenzen zwischen Kraftfutter und Grundfutter sind teils fließend; z.B. enthält Silomais bei einem hohen Kolbenanteil mit 6,7 MJ NEL je kg Trockenmasse sehr viel Energie. In der Regel gilt jedoch, dass Grundfutterrationen meist rohfaserbetonter sind und einen geringeren Energiegehalt aufweisen als Kraftfutterrationen.

Aufgrund der klimatischen und topographischen Gegebenheiten sowie in Abhängigkeit von den Bodenarten der ausgewählten Regionen ergeben sich typische Grundfutterrationen jeweils für konventionelle und ökologische Wirtschaftsweisen. Während im konventionellen Landbau verstärkt Mais als Grundfuttermittel auf Ackerstandorten angebaut wird, spielt im ökologischen Landbau der Anbau von Klee, Kleegras, Luzerne und Luzernegras als Grundfuttermittel und Stickstoffquelle auf Ackerland eine größere Rolle. Für die vorliegende Studie gilt: Je höher der Grünlandanteil beim typischen Betrieb ist, umso geringer ist der Anteil an Mais und Kleegrassilage in der Ration.

Neben der Milchviehhaltung wird, wenn die naturräumlichen Voraussetzungen und Betriebsstruktur hierfür gegeben sind, auch Marktfruchtbau betrieben. Dies ist für die Verwertung der in der Milcherzeugung anfallenden Pflanzennährstoffe relevant. Da der in der Milchproduktion anfallende Wirtschaftsdünger in Betrieben mit Marktfruchtanbau als Dünger eingesetzt wird, sollte diese Verwertungsmöglichkeit in den Betrachtungsrahmen mit einbezogen werden.

Grundsätzlich weisen ökologisch wirtschaftende Betriebe, bei ansonsten vergleichbaren Produktionsparametern, aufgrund geringerer Erträge, eine leicht höhere Flächenausstattung auf.

Der Flächenbesatz (GV/ha) ist über die gesetzlich erlaubte Ausbringmenge an Wirtschaftsdüngern begrenzt, d.h. mit wachsenden Viehbeständen muss auch die bewirtschaftete Fläche wachsen oder müssen Nährstoffe in andere Betriebe exportiert werden. Neben den ertragsabhängigen Vorgaben zur Düngebedarfsermittlung für Stickstoff und Phosphor stellt die Grenze von maximal 170 kg Stickstoff je Hektar aus Wirtschaftsdüngern eine faktische Besatzobergrenze

dar. Die Obergrenze von maximal 170 kg Stickstoff je Hektar aus Wirtschaftsdüngern bewirkt, dass die Besatzdichte bei einer Brutto Nährstoffausscheidung von 124 kg Stickstoff je Großvieheinheit und einer Anrechnung von 15 % Stall- und Lagerungsverlusten auf ca. 1,6 GV/ha begrenzt wird (eigene Berechnungen nach Düngeverordnung vom 26. Mai 2017, siehe Bundesgesetzblatt Teil I 2017 Seite 1305).

Die in der VERORDNUNG (EG) Nr. 889/2008 DER KOMMISSION vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle angegebenen maximal zulässigen 2 Milchkühe (Anhang IV Höchstzulässige Anzahl von Tieren je Hektar gemäß Artikel 15 Absatz 2) können bei Berücksichtigung der Düngeverordnung (Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) untersetzt nach „Produktionsverfahren“ und Intensitätsstufen angegebenen Nährstoffausscheidungen (Anlage 1 Mittlere Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere) nur in Ackerfutterbaubetrieben ohne Weidegang mit Heufütterung und einer Leistung von maximal 6.000 kg ECM je Tier und Jahr (entsprechend 100 kg N Brutto) gehalten werden, ohne dass gegen die Vorgaben der Düngegesetzgebung verstoßen würde.

In den Milchviehregionen der westlichen Bundesländer ist die Möglichkeit der Flächenaufstockung aufgrund der Konkurrenzsituation mit anderen Milchviehbetrieben, mit dem Ackerbau und mit dem Biomasseanbau für Bioenergie-Erzeugung begrenzt. Bei knapper Flächenausstattung ist die Möglichkeit der Eigenerzeugung aller Futtermittel begrenzt und die Betriebe sind deshalb auf Zukauf von Kraftfuttermitteln angewiesen. Die Betriebe versuchen in Regionen mit hohem Viehbesatz in erster Linie die Grundfutterversorgung sicherzustellen und genügend Flächen für die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers zur Verfügung zu haben. Je mehr landwirtschaftliche Nutzflächen den Betrieben zur Verfügung stehen, umso geringer ist der Anteil an Futtermitteln, die zugekauft werden müssen.

Zur weiteren Konkretisierung im Bereich Futterbau werden zusätzlich innerhalb der vier ausgewählten Naturräume einzelne Landkreise ausgewählt, in denen die Milchproduktion stark vertreten ist, da nur auf Landkreisebene agrarstatistische Daten zu den spezifischen Erträgen der Grundfutterproduktion vorliegen.

Die Verfahren des Grundfutterbaus umfassen die Produktionsrichtungen Grassilageproduktion, Maissilageproduktion und Weidewirtschaft. Der Produktionsumfang richtet sich nach den regions- und betriebstypischen Futterrationen und dem Umfang der tierischen Produktionsrichtungen Milchviehhaltung, Jungrinderaufzucht und Kälberaufzucht. Die zugrundeliegenden Erträge sind statistische Erträge (gleitender Durchschnitt der letzten 5 Jahre) die auch für die Regionen der KTBL-Standarddeckungsbeiträge genutzt werden. Für die ökologische Wirtschaftsweise wird jeweils ein Ertragsabschlag von 40 % angesetzt. Hierbei handelt es sich um eine Experteneinschätzung der KTBL-Arbeitsgruppe „Gesamtbetriebskalkulation“. Diese Experteneinschätzung ist mit Unsicherheit behaftet. Daher wird im Rahmen der Ökobilanz in Form von Sensitivitätsanalysen geprüft, wie die Ökobilanzergebnisse sich ändern, wenn geringere Ertragsabschläge angenommen werden.

Die Düngung erfolgt nach Entzug. Mit steigenden Erträgen im Futtermittelanbau steigt auch der Nährstoffbedarf zum Ausgleich des Nährstoffentzugs. Die begrenzenden Nährstoffe Stickstoff (N) oder Phosphor (P) werden zunächst aus wirtschaftseigenem Dünger bedient. Reicht dies für den vollständigen Ausgleich der Nährstoffbilanz nicht aus, erfolgt eine Ergänzungsdüngung mit mineralischen Handelsdüngemitteln. In den Betriebsmodellen der ökologischen Wirtschaftsweise wird als mineralischer Ergänzungsdünger lediglich weicherdiges Rohphosphat eingesetzt.

Wo dies in den nachfolgenden Tabellen nicht explizit anders vermerkt ist, wird der Phosphorbedarf über die Phosphorzufuhr aus dem Wirtschaftsdünger gedeckt.

Die Grassilageproduktion erfolgt in einem dreischnittigen Verfahren. Die Schnitte erfolgen im Mai, im späten Juni sowie Anfang September. Die eingesetzte Mechanisierung ist an die jeweiligen Betriebsgrößen angepasst. Die Futterbergung erfolgt mit Ladewagen und die Lagerung in einem Fahrsilo.

Für die Weidewirtschaft werden keine mechanisierten Arbeitsverfahren berechnet (hofnahe Weide wie bei Milchviehhaltung üblich). Die Düngung erfolgt mit wirtschaftseigenem Dünger (Gülle).

Die Erträge auf dem Grünland (Wiese oder Weide) sind abhängig vom Intensitätsgrad der Bewirtschaftung und von den örtlichen Gegebenheiten, die bestimmt sind von Bodenart, Klima und Topographie. Tabelle 13 zeigt die Erträge und den möglichen Tierbesatz bei verschiedenen Ertragsniveaus und Bewirtschaftungsformen. Bei Weiden wird beim Tierbesatz zwischen Besatzstärke und Besatzdichte unterschieden. Die Besatzstärke ist die mittlere Zahl an Tieren je Hektar und Vegetationsperiode. Besatzdichte ist die Zahl an Weidetieren, die sich zu einem bestimmten Zeitpunkt auf einer Fläche befindet. Bei einer Standweide, die während der gesamten Vegetationsperiode zur Verfügung steht, entspricht die Besatzdichte der Besatzstärke. Die Besatzdichte spielt bei intensiv genutzten Weideverfahren wie z. B. Portionsweise eine Rolle. Hier wird den Tieren täglich eine kleine Fläche mit frischem Aufwuchs zur Verfügung gestellt.

Tabelle 13: Erträge und Nährstoffleistungen von Grünland in Abhängigkeit vom Ertragsniveau und Bewirtschaftungsform

Ertragsniveau	Anzahl Schnitte	Verwertbarer Bruttoaufwuchs					Besatz-	
		Frischmasse	Trockenmasse	Energieertrag NEL	Energieertrag ME	Rohproteinertrag XP	stärke	dichte
		[t/ha]	[t/ha]	[GJ/ha]	[GJ/ha]	[kg/ha]	[GV/ha]	[GV/ha]
Konventionelle Erzeugung								
Dauergrünland, intensiv geführt								
Sehr hoch	5	75	12,70	82,14	136,45	2.846	4–6	> 50
Mittel bis hoch	4	56	9,58	61,63	102,60	2.134	3–5	12–50
Niedrig	3	38	6,86	43,80	72,65	1.217	3–4	10–40
Sehr niedrig	2	25	4,70	28,83	48,24	742	2–3	6–20
Dauergrünland, extensiv geführt								
Sehr hoch	3	42	7,56	46,81	78,05	1.272	3–4	10–40
Mittel bis hoch	2	30	6,18	36,51	61,48	890	2–3	6–20
Niedrig	2	20	4,36	24,7	41,9	564	1–2	2–10
Sehr niedrig	1	14	3,22	17,71	30,2	348	0,5–1	1–5

Ertragsniveau	Anzahl Schnitte	Verwertbarer Bruttoaufwuchs					Besatz-	
		Frisch-masse	Tro-cken-masse	Ener-gieer-trag NEL	Ener-gieer-trag ME	Rohpro-teiner-trag XP	stärke	dichte
Erzeugung nach EG-Öko-Verordnung								
Dauergrünland, intensiv geführt								
Niedrig	2	30	4,8	32,49	50,84	913	1–3	6–20
Sehr hoch	3	55	8,8	56,69	95,76	1.962	3–5	> 40
Mittel bis hoch	2	45	7,2	49,05	77,23	1.389	2–4	10–40
Sehr niedrig	1	20	3,2	19,95	32,74	565	0,5–2	2–10
Dauergrünland, extensiv geführt								
Sehr hoch	3	35	7	42,98	72	1.263	3–4	10–40
Mittel bis hoch	2	25	5	30,48	50	893	2–3	6–20
Niedrig	2	20	4	22,72	39	525	1–2	2–10
Sehr niedrig	1	14	2,8	15,4	26	302	0,5–1	1–4

GV = Großvieheinheit, NEL = Netto-Energie-Laktation, ME = Metabolisierbare Energie, XP = Rohprotein
Für die untersuchten Produktionssysteme wird ein mittleres Ertragsniveau mit drei Schnittnutzungen unterstellt. Das gleiche Ertragsniveau wird auch für die Weidenutzung angenommen. Das entspricht in etwa dem mittel bis hohen Ertragsniveau von intensiv geführtem Dauergrünland sowohl für konventionelle wie ökologische Erzeugung in Tabelle 13.
Quelle: (KTBL 2018);

Bei der Weidenutzung ist zu berücksichtigen, dass im Lauf des Jahres der Massezuwachs unterschiedlich ist und somit die Besatzdichte an die monatliche Weideleistung angepasst werden muss (siehe Tabelle 14). Die volle Besatzstärke ist nur während der produktivsten Weidemonaten möglich.

Dies wird bei der Zusammenstellung der Futterration berücksichtigt, d.h. dass in der Ration nur eine begrenzte Menge an Weidefutter in der Jahresration aufgenommen werden kann. Die Rationen für die Milchkühe enthalten jüngeres und damit höherwertiges Weidefutter als die Rationen für Jungrinder (siehe Kap. 4.2.4). Die Zusammensetzung der Futterrationen bei Weidegang ist aus der Tabelle 26, Tabelle 28, Tabelle 30 und Tabelle 32 zu entnehmen. Aus den Tabellen ist zu entnehmen, dass bei Weidenutzung Milchkühe Wiesengras im Stadium „Rispen Schieben“[20] mit einem höheren Energie- und Rohproteingehalt in der Ration haben, als die Jungrinder. Die Jungrinder haben dagegen Wiesengras im Stadium vor der Blüte mit geringerem Energie- und Rohproteingehalt in der Futterration (s. auch Tabelle 92).

[20] Der Begriff „Rispen Schieben“ beschreibt das Nutzungsstadium, indem sich die Futterpflanze befindet und auf deren Basis der Futterwert berechnet werden kann. Das Stadium „Rispen Schieben“ bezeichnet die Phase vor der Blüte.

Tabelle 14: Produktivität in den einzelnen Weidemonaten

Monat	Relative Weideleistung in %	
	Monatsleistung im Mai = 100	Jahresleistung = 100
April	8	2
Mai	100	29
Juni	77	22
Juli	60	17
August	47	13
September	34	10
Oktober	23	7

Quelle: (KTBL 2018)

Für die vier Regionen Allgäu, Mittelgebirge, Nord und Ost werden die Ergebnisse der Ertragserhebungen auf Kreisebene herangezogen (DESTATIS 2019). Die Daten für die Produktionszweige der Erzeugung von Futtermitteln sind in Tabelle 15, Tabelle 16, Tabelle 17 und Quellen KTBL (2018), eigene Berechnungen nach Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte zuletzt vom August/September 2019 (destatis 2019) und Tabelle 18 zusammengestellt.

Die für die vier Regionen spezifischen Ertragsdaten für Grünland und für Ackerfutterland mit Mais und Kleegras sind Grundlage für die Ermittlung der Futterflächen, die für die Versorgung der Milchkühe, Kälber und Jungrinder mit den Grundfuttermittel Weidegras, Grassilage, Kleegrassilage und Maissilage notwendig sind. Nachdem der Energiebedarf der Tiere nach Kap. 4.2.1 errechnet wurde, wird aus den Rationsberechnungen in Kap. 4.2.4 der Futterbedarf mit den Inhaltsstoffen der Futtermittel in Tabelle 92 ermittelt.

Tabelle 15: Erträge und Nährstoffgehalte der Futtermittelerzeugung in der Region Allgäu

Wirtschafts-weise	Produktionsrichtung	Produkt	Frischmasse-ertrag [t/ha]	Trockenmas-segehalt [g/kg FM]	Energie-gehalt NEL [MJ/kg TM]	Rohprotein-gehalt [g/kg TM]
Konventio-nell	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	10,3	0,35	5,97	180
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,1	0,35	5,76	161
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,1	0,35	5,76	161
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	34,3	0,21	5,88	101
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	34,3	0,18	6,33	175
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife	46,3	0,35	6,45	82
Ökologisch	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	6,2	0,35	5,84	149
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,1	0,35	5,82	163
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,1	0,35	5,82	163
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	34,3	0,18	6,33	175
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	34,3	0,21	5,88	101
	Klee, Kleegras, 1. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	8,0	0,35	5,89	139
	Klee, Kleegras, 2. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Klee, Kleegras, 3. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife, ökologisch	27,8	0,35	6,45	82

NEL = = Netto-Energie-Laktation, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, ff = folgende

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen nach Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte zuletzt vom August/September 2019 (destatis 2019)

Tabelle 16: Erträge und Nährstoffgehalte der Futtermittelerzeugung in der Region Mittelgebirge

Wirtschaftsweise	Produktionsrichtung	Produkt	Frischmasseertrag [t/ha]	Trockenmassegehalt [g/kg FM]	Energiegehalt NEL [MJ/kg TM]	Rohproteingehalt [g/kg TM]
Konventionell	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	8,0	0,35	5,97	180
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	4,0	0,35	5,76	161
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	4,0	0,35	5,76	161
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	27,7	0,21	5,88	101
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	27,7	0,18	6,33	175
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife	44,4	0,35	6,45	82
Ökologisch	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	4,8	0,35	5,84	149
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,4	0,35	5,82	163
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,4	0,35	5,82	163
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	27,7	0,18	6,33	175
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	27,7	0,21	5,88	101
	Klee, Kleegras, 1. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	8,0	0,35	5,89	139
	Klee, Kleegras, 2. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Klee, Kleegras, 3. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173

NEL = = Netto-Energie-Laktation ,FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, ff = folgende

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen nach Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte zuletzt vom August/September 2019 (destatis 2019)

Tabelle 17: Erträge und Nährstoffgehalte der Grün- und Ackerlandproduktion in der Region Nord

Wirtschafts-weise	Produktionsrichtung	Produkt	Frischmasse-ertrag [t/ha]	Trockenmas-segehalt [g/kg FM]	Energiegeh-alt NEL [MJ/kg TM]	Rohpro-teingehalt [g/kg TM]
Konventio-nell	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	10,4	0,35	5,97	180
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,2	0,35	5,76	161
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,2	0,35	5,76	161
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	36,7	0,21	5,88	101
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	36,7	0,18	6,33	175
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife	47,3	0,35	6,45	82
Ökologisch	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	6,2	0,35	5,84	149
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,1	0,35	5,82	163
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,1	0,35	5,82	163
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	36,7	0,18	6,33	175
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	36,7	0,21	5,88	101
	Klee, Kleegras, 1. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	8,0	0,35	5,89	139
	Klee, Kleegras, 2. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Klee, Kleegras, 3. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife, ökologisch	28,4	0,35	6,45	82

NEL = = Netto-Energie-Laktation, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, ff = folgende

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen nach Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte zuletzt vom August/September 2019 (destatis 2019)

Tabelle 18: Erträge und Nährstoffgehalte der Grün- und Ackerlandproduktion in der Region Ost

Wirtschafts-weise	Produktionsrichtung	Produkt	Frischmasse-ertrag [t/ha]	Trockenmas-segehalt [g/kg FM]	Energiegeh-alt NEL [MJ/kg TM]	Rohpro-teingehalt [g/kg TM]
Konventio-nell	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	6,9	0,35	5,97	180
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,5	0,35	5,76	161
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,5	0,35	5,76	161
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	23,8	0,21	5,88	101
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	23,8	0,18	6,33	175
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife	40,1	0,35	6,45	82
Ökologisch	Wiese, 1. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	4,2	0,35	5,84	180
	Wiese, 2. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,1	0,35	5,82	161
	Wiese, 3. Schnitt	Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,1	0,35	5,82	161
	Weide	Wiesengras, 1. Schnitt, Rispen schieben	23,8	0,18	6,33	175
	Weide	Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	23,8	0,21	5,88	101
	Klee, Kleegras, 1. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	8,0	0,35	5,89	139
	Klee, Kleegras, 2. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Klee, Kleegras, 3. Schnitt	Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	4,0	0,35	5,36	173
	Silomais	Maissilage, Ende der Teigreife, ökologisch	24,1	0,35	6,45	82

NEL = = Netto-Energie-Laktation,FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, ff = folgende

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen nach Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte zuletzt vom August/September 2019 (destatis 2019)

Für die Modellierung der Grassilageproduktion in den konventionell wirtschaftenden Betrieben wurden die in Tabelle 19 dargestellten Aufwendungen berücksichtigt. Für die Düngung der Grünlandflächen werden wirtschaftseigener Dünger in Form von Flüssigmist oder Festmist sowie bei konventioneller Wirtschaftsweise ergänzend zugekaufte mineralische Dünger eingesetzt.

Tabelle 19: Aufwendungen für die konventionelle Grassilageproduktion (pro Tonne)

Komponente	Menge	Einheit	Ertrag in t/ha	Auf wand/ t Grassilage	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz[21]
Saatgut, konventionell	6	kg	16,02	0,000375	market for grass seed, Swiss integrated production, for sowing | grass seed, Swiss integrated production, for sowing | APOS, S - CH
Wirtschafts-eigener Dünger Flüssigmist	23,4	t	16,02	1,46	
Stickstoffdünger (Ergänzung) Kalkammonsalpeter 27% N	0,28	t	16,02	0,0175	market for nitrogen fertiliser, as N | nitrogen fertiliser, as N | APOS, S -GLO
Kaliumdünger (Ergänzung) Kalidünger 60% K_2O	0,03	t	16,02	0,0019	nutrient supply from potassium nitrate | potassium fertiliser, as K2O | APOS, S - GLO
Energiebedarf (Diesel)	50	l	16,02	0,0031	market for diesel, burned in agricultural machinery | diesel, burned in agricultural machinery | APOS, S - GLO

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen

Für Grassilageproduktion in den ökologischen wirtschaftenden Betrieben wird nur wirtschaftseigener Dünger verwendet (Tabelle 20). Das Gleiche gilt für die Produktion von Kleegrassilage (Tabelle 21).

Tabelle 20: Aufwendungen für die ökologische Grassilageproduktion (pro Tonne)

Komponente	Menge	Einheit	Ertrag in t/ha	Auf-wand/t Grassilage	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Saatgut, ökologisch	6	kg	9,61	0,000624	market for grass seed, Swiss integrated production, for sowing | grass seed, Swiss integrated production, for sowing | APOS, S - CH
Wirtschafts-eigener	14,2	t	9,61	1,48	

[21] Aus Gründen der besseren Nachvollziehbarkeit erfolgt hier und im Folgenden die eindeutige Bezeichnung der für die Ökobilanz genutzten Datensätze in Form der Original Nomenklatur der Datenbank ecoinvent V3.4; . www.ecoinvent.org

Dünger Flüssigmist					
Energiebedarf (Diesel)	35	l	9,61	0,0036	market for diesel, burned in agricultural machinery | diesel, burned in agricultural machinery | APOS, S - GLO

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen

Tabelle 21: Aufwendungen für die ökologische Kleegrassilageproduktion (pro Tonne)

Komponente	Menge	Einheit	Ertrag in t/ha	Aufwand/t Grassilage	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Saatgut, ökologisch	20	kg	16	0,00125	market for grass seed, Swiss integrated production, for sowing | grass seed, Swiss integrated production, for sowing | APOS, S - CH
Wirtschaftseigener Dünger Flüssigmist	23,2	t	16	1,45	
Energiebedarf (Diesel)	42	l	16	0,0026	market for diesel, burned in agricultural machinery | diesel, burned in agricultural machinery | APOS, S - GLO

Quellen: KTBL 2018 , eigene Berechnungen

In der Maisproduktion werden teils eine wendende (mit Pflug) und eine konservierende Bodenbearbeitung mit Grubber definiert. Der Pflanzenschutzmittelaufwand orientiert sich an Angaben der Richtwertdeckungsbeiträge der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Schindler 2019).

Die für die Modellierung berücksichtigten Aufwendungen für die konventionelle Produktion von Maissilage sind in Tabelle 22 dargestellt.

Der Flüssigmist aus der Tierhaltung wird auf dem Ackerland mit Schleppschläuchen ausgebracht und innerhalb einer Stunde eingearbeitet. Auf Grünland erfolgt die Ausbringung mit Schleppschuhen. Festmist wird mit Stalldungstreuer ausgebracht.

Tabelle 22: Berücksichtigte Aufwendungen für die konventionelle Maissilageproduktion (pro Tonne Produkt)

Komponente	Menge	Einheit	Ertrag in t/ha	Aufwand/t Maissilage	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Saatgut, konventionell	2	Unit[22]	44,41	0,000045	market for grass seed, Swiss integrated production, for sowing | grass seed, Swiss integrated production, for sowing | APOS, S - CH
Wirtschaftseigener Dünger Flüssigmist	36	t	44,41	0,81	

[22] Als Unit wird hier eine Saatguteinheit verstanden. Eine Saatguteinheit entspricht 50.000 Maiskörnern.

Komponente	Menge	Einheit	Ertrag in t/ha	Aufwand/t Maissilage	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Stickstoffdünger (Ergänzung) Kalkammonsalpeter 27% N	0,2	t	44,41	0,0045	market for nitrogen fertiliser, as N | nitrogen fertiliser, as N | APOS, S -GLO
Kaliumdünger (Ergänzung) Kalidünger 60% K_2O	-	t	44,41	-	nutrient supply from potassium nitrate | potassium fertiliser, as K2O | APOS, S - GLO
Calciumcarbonat, als Dünger Kohlensaurer Kalk	1	t	44,41	0,0225	
Energiebedarf (Diesel)	70	l	44,41	0,0016	market for diesel, burned in agricultural machinery | diesel, burned in agricultural machinery | APOS, S - GLO
Pflanzenschutzmittel (Motivell Forte)	0,75	L	44,41	0,000017	
Pflanzenschutzmittel Zitan Platin)	1,5	L	44,41	0,000034	

Quellen: KTBL 2018, eigene Berechnungen

4.2.3 Kraftfutter

Als Kraftfutter bezeichnet man ein energiereiches, aber rohfaserarmes Mischfutter, das sich aus verschiedenen Getreiden, Leguminosen und anderen energie- oder eiweißreichen, aber rohfaserarmen Einzelfuttermitteln zusammensetzt. Kleinere Betriebe und Betriebe mit einem hohen Grünlandanteil kaufen das Kraftfutter in der Regel als fertige Mischung zu. Größere Betriebe erstellen die Kraftfuttermischungen teilweise oder komplett selbst. Bei der Modellierung der Produktionssysteme wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass die Betriebe fertige Futtermischungen zukaufen. In der Milchviehfütterung wird Kraftfutter in Form von Milchleistungsfutter eingesetzt.

Einzelkomponenten (Energie- und Proteinträger) von industriell hergestelltem, zugekauftem Mischfutter sind alle einmischbaren Komponenten mit einem Trockensubstanz-Gehalt größer als 55 % und einem Energiegehalt größer als 7 MJ NEL/kg Trockenmasse. Dazu zählen auch Feuchtgetreide[23], Sodagrain[24], CCM[25], Melasse[26] und Trockengrün[27] (z.B. aus Luzerne). Kraftfutter hat praktisch keinen Strukturwert, ist also aus tierphysiologischer Sicht als Alleinfutter für die Rinderfütterung ungeeignet.

[23] Feuchtgetreide = erntefeuchtes Getreide wie z. B. Lagergetreide, dass ohne Behandlung durch Trocknung oder Konservierungsmittel wie Propionsäure nicht lagerfähig ist

[24] Sodagrain = Aufschluss von Feuchtgetreide mit Natronlauge (Soda = Natronlauge, Grain = Getreide)

[25] CCM = Corn-Cob-Mix, Gemisch aus gehäckselten Maiskörnern mit Spindel

[26] Melasse = Nebenerzeugnis aus der Zuckerproduktion aus Zuckerrüben oder Zuckerrohr

[27] Trockengrün = heißluftgetrocknetes Grüngut (Wiesengras, Klee, Luzerne usw.)

Tabelle 23 und Tabelle 24 zeigen Beispiele für konventionelle und ökologische Kraftfuttermischungen.

Neben der Grundfutterration werden je nach der angestrebten Milchleistung zusätzlich unterschiedliche Mengen an Kraftfutter gefüttert.

Bei ökologischer Wirtschaftsweise müssen die Kraftfutterkomponenten ökologisch erzeugt werden. Die Betriebe sind dabei auf ökologisch zertifizierte Futtermittel angewiesen, so dass sich der Zukauf überwiegend auf Futtermittel aus europäischem Anbau beschränkt. Globale Wertschöpfungsketten haben in der deutschen Bio-Milchproduktion keine Bedeutung. Ein Teil der kontrolliert biologisch erzeugenden Betriebe baut die verwendeten Kraftfuttermengen überwiegend selbst an. Mittlerweile erfolgt auch in konventionellen Produktionssystemen ein verstärkter Anbau von Energie- und Eiweißfuttermitteln für die Versorgung der Milchkühe. Zur Vereinheitlichung der Ausgangssituation wird bei den konventionellen und ökologischen Betriebsmodellen davon ausgegangen, dass das Kraftfutter zugekauft wird.

Der Anteil des Kraftfutters an der Gesamtration hat einen nicht unwesentlichen Einfluss auf die Höhe der Umweltauswirkungen von Milchproduktionssystemen. Die real existierende Bandbreite variiert von dem kompletten Verzicht auf Kraftfutter bis hin zu der aus physiologischer Sicht möglichen Grenze. Dabei setzen sich insbesondere die ökologisch, aber auch die konventionell wirtschaftenden Betriebe das Ziel, eine möglichst hohe Grundfutterleistung zu erreichen. Entscheidend ist dabei die Energiedichte der Grundfutterbestandteile der Futterration und die Leistung der Tiere. Bei hoher Energiedichte des Grundfutters kann mehr Milch aus dem Grundfutter verfüttert werden und der Kraftfutteranteil sinkt. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse werden am Beispiel der Mittelgebirgsregion entsprechende Szenarien betrachtet.

Für die untersuchten Betriebsmodelle wird angenommen, dass die Betriebe fertige Mischungen zukaufen, die aus verschiedenen eiweißbetonten und energiebetonten Futtermitteln gemischt werden. Es wird unterstellt, dass in allen Varianten die Grundfutterration beim Energie- und Eiweißgehalt soweit ausgeglichen ist, dass auf ein von den Inhaltsstoffen einheitliches Milchleistungsfutter zurückgegriffen wird.

Tabelle 23 zeigt die anteilige Zusammensetzung des Milchleistungsfutters, das für die Modellierung der konventionell wirtschaftenden Betriebsmodelle berücksichtigt wurde. Die Formulierung des Milchleistungsfutters für die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle ist in Tabelle 24 dargestellt.

Die Zusammensetzung der in den Rationen eingesetzten konventionellen und ökologischen Milchleistungsfutter sowie die Inhaltstoffe der Einzelfuttermittel sind in Tabelle 93 im Anhang dargestellt. Tabelle 94 zeigt die Zusammensetzung des in konventionellen Betrieben eingesetzten Milchaustauschers mit den Inhaltsstoffen der Einzelfuttermittel.

Tabelle 23: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters für konventionell wirtschaftende Betriebsmodelle (inkl. Transportaufwand)

Bezeichnung	Anteil an der Ration in %	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Weizen, Futterweizen	20	wheat production | wheat grain | APOS, S - DE
Gerste (4-zeilig)	17,5	barley production | barley grain | APOS, S - DE
Körnermais	20	maize grain, feed production, Swiss integrated production| maize grain, feed, Swiss integrated production | APOS, S - CH
Melasseschnitzel (22% Zucker)	15	molasses, from sugar beet, to generic market for energy feed | energy feed, gross | APOS, S - GLO

Bezeichnung	Anteil an der Ration in %	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Sojaextraktionsschrot (48% Rohprotein)	15	market for soybean, feed | soybean, feed | APOS, S - GLO
Rapsextraktionsschrot (35% Rohprotein)	10	rape oil mill operation | rape meal | APOS, S - Europe without Switzerland
Mineralfutter (20% Ca, 2% P, 5% Na)	2,5	Eigene Modellierung des Mineralfutter Rinder (s. Anhang A.2)

Quellen: ZifoWin[28], Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), persönliche Auskunft Futtermittelhersteller

Tabelle 24: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters für ökologisch wirtschaftende Betriebsmodelle

Bezeichnung	Anteil an der Ration in %	Für Ökobilanz berücksichtigter Datensatz
Erbsen	30	protein pea production, organic | protein pea, organic | APOS, S - CH
Rapskuchen	20	rape seed production, organic | rape seed, organic | APOS, S - CH
Rotklee-, Kleegraskobs	5	clover seed production, Swiss integrated production, at farm | clover seed, Swiss integrated production, at farm | APOS, S - CH
Weizen, Futterweizen	45	wheat grain, feed production, organic | wheat grain, feed, organic | APOS, S - CH

Quellen: ZifoWin[24], Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), persönliche Auskunft Hersteller Futtermittel

4.2.4 Futterrationen

Für die verschiedenen Regionen werden Futterrationen erstellt, die auf der einen Seite durch das Verhältnis zwischen Grünland- und Ackerfutteranteil (Mais und Kleegras) bestimmt werden und auf der anderen Seite von der Wirtschaftsweise konventionell und ökologisch. Zusätzlich wird unterschieden zwischen Verfahren mit und ohne Weide. Die Zusammensetzung der Futterrationen orientiert sich an Beratungsempfehlungen wie z.B. des Instituts für Tierernährung und Futterwirtschaft (ITE) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) und Informationen von praktischen Betrieben, die das KTBL im Rahmen von diversen Modellvorhaben und Wettbewerben erhoben hat.

Unter Futterrationen wird die Zusammenstellung mehrerer Futterkomponenten verstanden, die bei Kühen und Jungrindern als Mischration mit dem Futtermischwagen gefüttert wird. Den Kälbern werden die Komponenten der Ration einzeln vorgelegt. Die Ration wird so aus verschiedenen Komponenten zusammengesetzt, dass der Energiegehalt der Gesamtration, der sich anteilsmäßig aus den Energiegehalten der einzelnen Futterkomponenten errechnet, den errechneten Energiebedarf der Milchkuh in Kap. 4.2.1 deckt. Zusätzlich werden bei der Ermittlung des Futterbedarfs über die Rationen technisch bedingte Fütterungsverluste berücksichtigt. Bei Grundfuttermitteln wird von 10 % Verlust ausgegangen, bei Kraftfutter und Mineralfutter von 5 %.

[28] ZifoWin steht für Zielwert-Futter-Optimierung. Es handelt sich um ein Spezialprogramm zur Beratung. Herausgeber ist das Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft (ITE) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Quelle: www.zifo-bayern.de. Letzter Aufruf 22.05.2019

Die Fütterungsverluste entstehen auf der einen Seite durch Entnahme, Transport, Mischen und Verteilen des Futters und auf der anderen Seite durch das Selektieren der Tiere. Mit den Fütterungsverlusten wird auch die Futtermenge berücksichtigt, die für die Erzeugung der nicht verkehrsfähigen Milch benötigt werden. Zu den Fütterungsverlusten liegen keine belastbaren Daten vor. Deshalb werden beim KTBL die Annahmen zu Fütterungsverlusten mit Expertengremien abgestimmt, zuletzt mit einer Arbeitsgruppe zu automatischen Fütterungssystemen. Bei Rationsberechnungen wird pauschal ein Futterrest von 5 % angenommen (vgl. LfL Bayern (2018)). Unberücksichtigt bleiben dabei technisch bedingte Verluste, die bei Entnahme, Transport, Mischen und Verteilen entstehen.

Für die Berechnung der Futterrationen wird auf die in Tabelle 92 im Anhang aufgeführten Inhaltsstoffe der Futtermittel zurückgegriffen.

Die Futterrationen setzen sich bei den konventionellen Produktionssystemen zusammen aus den Grundfutterkomponenten Grassilage, Maissilage und einem zugekauften Milchleistungsfutter. Kälber erhalten zusätzlich Wiesenheu in der Ration und werden zu Beginn der Aufzucht mit Tränke aus Wasser und Milchaustauscher als Milchersatz gefüttert.

Bei den ökologischen Produktionssystemen wird Grassilage, Rotklee-Gras-Gemenge und zugekauftes ökologisches Milchleistungsfutter verwendet. Auch hier erhalten die Kälber zusätzlich Wiesenheu. Zu Beginn der Aufzucht erhalten sie Vollmilch.

Bei allen Rationen wird ein Mineralfutter berücksichtigt, mit dem Nährstoffdefizite bei Kalzium, Natrium und Phosphor ausgeglichen werden.

Die folgenden Tabellen (Tabelle 25, Tabelle 26, Tabelle 27, Tabelle 28, Tabelle 29, Tabelle 30, Tabelle 31 und Tabelle 32) zeigen die Futterrationen für die unterschiedlichen Produktionssysteme. Dargestellt ist der tägliche Futterverbrauch mit Trocken- und Frischmasseangabe sowie Energie und Rohprotein jeweils für Milchkühe, Kälber und Jungrinder. Bei den wachsenden Tieren sind alle Lebensabschnitte in der Form berücksichtigt. Die Energiemenge wird einheitlich für alle Rationen aus dem Energiegehalt der Futtermittel in Nettoenergielaktation (NEL) errechnet und nicht zwischen Nettoenergielaktation bei laktierenden Kühen und metabolisierbarer Energie (ME) bei wachsenden Tieren unterschieden. Es wird davon ausgegangen, dass im Jahresdurchschnitt Tiere jeder Altersstufe gehalten werden. Weiterhin wird angenommen, dass das Einzeltier, auf das die Ration berechnet wurde, dem Herdendurchschnitt entspricht.

Für die Region Allgäu zeigt Tabelle 25 die Rationen für das konventionelle Betriebsmodell ohne Weidegang. Tabelle 26 zeigt die Futterration für dasselbe Betriebsmodell mit Weidegang. In der Rationsberechnung für das Betriebsmodell mit Weidegang wird die Maissilage durch Wiesengras ersetzt. Der Anteil an Wiesengras an der Gesamtration ergibt sich aus der Dauer der Weideperiode (siehe Abschnitt 4.1)

Bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen wird statt Maissilage Rotklee-Gras-Gemenge-Silage eingesetzt (Tabelle 27). In Kombination mit Weidegang wird zusätzlich Wiesengras in der Ration eingesetzt (Tabelle 28).

Bei den Milchproduktionssystemen in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost werden die gleichen Tiere der Rasse Schwarzbunt-HF mit gleichen Leistungen eingesetzt. Deshalb unterscheiden sich Rationen nicht. Sie bestehen analog zu den Rationen im Allgäu aus den gleichen Futtermitteln bei den konventionellen Varianten mit und ohne Weide und bei den ökologischen Varianten mit und ohne Weide. Aufgrund der höheren Milchleistung ist jedoch der Anteil an Milchleistungsfutter höher.

In Tabelle 29 sind die Rationen für Systeme ohne Weidegang dargestellt. Auch hier wird bei Weidegang die Maissilage durch Wiesengras ersetzt (Tabelle 30). Tabelle 31 zeigt die Rationen für ökologische Produktionssysteme ohne Weidegang und Tabelle 32 mit Weidegang.

Tabelle 25: Futterration für das konventionelle Betriebsmodell Allgäu_7000 (Milchleistung 7000kg/Tierplatz; Laktationszahl 2,7)

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Rohpro-tein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	15,95	17,02	40,42	43,89	98	2520
Grobfutter	12,96	14,26	37,06	40,76	78	1983
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	5,19	5,71	14,84	16,32	30	836
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,19	5,71	14,84	16,32	31	935
Maissilage, Ende der Teigreife	2,58	2,84	7,38	8,12	17	212
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/III)	2,63	2,76	2,98	3,13	20	537
Mineralfutter (Rinder)	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,69	1,83	3,08	3,36	11	263
Grobfutter	1,15	1,27	2,51	2,76	6	144
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	0,34	0,38	0,98	1,08	2	62
Maissilage, Ende der Teigreife	0,34	0,38	0,98	1,08	2	28
Wiesenheu, grasbetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,47	0,51	0,54	0,60	2	54
Milchaustauscher	0,53	0,56	0,57	0,60	5	119
Jungrinder						
Gesamtration	6,38	7,00	17,56	19,30	37	865
Grobfutter	6,01	6,62	17,18	18,90	37	865
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,10	2,31	6,00	6,60	13	378
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,10	2,31	6,00	6,60	12	338
Maissilage, Ende der Teigreife	1,81	2,00	5,18	5,70	12	149
Mineralfutter (Jungrinder)	0,36	0,38	0,38	0,40		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter

NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 26: Futterrationen für das Betriebsmodell konventionell, mit Weide, Region Allgäu, Allgäu_Weide_7000 (Milchleistung 7000kg/Tierplatz; Laktationszahl 2,7)

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	15,93	17,01	55,90	60,96	97	2748
Grobfutter	13,51	14,85	53,18	58,50	81	2327
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	4,05	4,45	11,57	12,73	24	729
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	4,05	4,45	11,57	12,73	23	652
Wiesengras 1. Schnitt29, Rispen schieben	5,41	5,95	30,04	33,04	34	946
Milchleistungsfutter 18/III	2,06	2,16	2,34	2,46	16	421
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,69	1,83	3,08	3,36	11	263
Grobfutter	1,15	1,27	2,51	2,76	6	144
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	0,34	0,38	0,98	1,08	2	62
Maissilage, Ende der Teigreife	0,34	0,38	0,98	1,08	2	28
Wiesenheu, grasbetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,47	0,51	0,54	0,60	2	54
Milchaustauscher	0,53	0,56	0,57	0,60	5	119
Jungrinder						
Gesamtration	6,39	7,03	22,20	24,40	35	931
Grobfutter	6,03	6,65	21,82	24,00	35	931
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	1,81	2,00	5,18	5,70	11	326
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,81	2,00	5,18	5,70	10	292
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,41	2,65	11,45	12,60	14	313
Mineralfutter	0,36	0,38	0,38	0,40		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter, NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

[29] Mit der Bezeichnung 1. Schnitt ist eigentlich der Nutzungszeitpunkt gemeint, bei dem eine Futtermittelprobe gezogen wird. Für die Futtermittelanalyse ist tatsächlich ein Schnitt erforderlich. Alternativ wäre es aber möglich hier von 1. Nutzung zu sprechen, das Gras von den Kühen auf der Weide gefressen und im eigentlichen Sinn nicht geschnitten wird.

Tabelle 27: Futterrationen für das Betriebsmodell Allgäu_öko_6000 (Milchleistung 6000kg/Tierplatz; Laktationszahl 4,1)

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie NEL	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse			
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	15,10	16,08	38,92	42,30	89	2347
Grobfutter	12,68	13,92	36,20	39,84	73	1976
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	3,17	3,48	9,05	9,96	19	472
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,17	3,48	9,05	9,96	18	516
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	3,17	3,48	9,05	9,96	19	440
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	3,17	3,48	9,05	9,96	17	548
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/IV öko)	2,06	2,16	2,34	2,46	16	371
Mineralfutter	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,68	1,82	6,53	6,98	13	283
Grobfutter	1,15	1,27	2,51	2,76	6	146
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	0,34	0,38	0,98	1,08	2	51
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,34	0,38	0,98	1,08	2	48
Wiesenheu, kleebetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,47	0,51	0,54	0,60	2	47
Vollmilch	0,52	0,55	4,02	4,22	7	137
Jungrinder						
Gesamtration	6,34	6,98	17,47	19,20	35	934
Grobfutter	5,98	6,60	17,09	18,80	35	934
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	1,50	1,65	4,27	4,70	9	223
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,50	1,65	4,27	4,70	9	244
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	1,50	1,65	4,27	4,70	9	208
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	1,50	1,65	4,27	4,70	8	259
Mineralfutter	0,36	0,38	0,38	0,4		
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,4		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter; NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 28: Futterration für das Betriebsmodell Allgäu_öko_6000 (Milchleistung 6000kg/Tierplatz; Laktationszahl 4,1)

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	15,00	16,13	58,02	63,41	88	2347
Grobfutter	14,64	16,13	57,64	63,41	88	2347
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	2,93	3,23	8,38	9,22	17	437
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,93	3,23	8,38	9,22	17	478
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	2,93	3,23	8,38	9,22	17	408
Wiesengras 1. Schnitt, Rispen schieben	5,85	6,44	32,50	35,75	37	1024
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/IV öko)	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0
Mineralfutter (Rinder)	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,68	1,82	6,53	6,98	32	774
Grobfutter	1,15	1,27	2,51	2,76	32	774
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	0,34	0,38	0,98	1,08	7	180
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,34	0,38	0,98	1,08	7	197
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	0,47	0,51	0,54	0,60	4	84
Vollmilch	0,52	0,55	4,02	4,22		
Jungrinder						
Gesamtration	5,79	6,36	20,47	22,50	13	283
Grobfutter	5,43	5,98	20,09	22,10	6	146
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	1,21	1,33	3,45	3,80	2	51
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,21	1,33	3,45	3,80	2	48
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,60	0,67	1,73	1,90	2	47
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,41	2,65	11,45	12,60	13	283
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,40	7	137

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter; NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 29: Futterrationen für konventionelle Betriebsmodelle ohne Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Roh-protein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	16,35	17,27	34,84	37,53	107	2782
Grobfutter	9,46	10,41	27,04	29,74	57	1446
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	3,78	4,16	10,80	11,88	23	681
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,78	4,16	10,80	11,88	22	609
Maissilage, Ende der Teigreife	1,90	2,09	5,44	5,98	12	156
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/III)	6,53	6,86	7,42	7,79	50	1336
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,46	1,59	2,33	2,54	12	288
Grobfutter	1,17	1,28	1,80	1,99	8	178
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	0,49	0,54	0,52	0,58	4	110
Maissilage, Ende der Teigreife	0,29	0,32	0,84	0,92	2	24
Wiesenheu, grasbetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,38	0,42	0,44	0,49	2	44
Mischfutter (Milchaustauscher)	0,49	0,52	0,52	0,55	4	110
Jungrinder						
Gesamtration	5,90	6,48	16,20	17,80	34	797
Grobfutter	5,54	6,10	15,82	17,40	34	797
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	1,94	2,14	5,55	6,10	11	312
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,94	2,14	5,55	6,10	12	349
Maissilage, Ende der Teigreife	1,65	1,82	4,73	5,20	11	136
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,40		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter

NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 30: Futterrationen für konventionelle Betriebsmodelle mit Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	16,385	17,320	46,356	50,230	106	2958
Grobfutter	9,924	10,920	39,045	42,950	60	1710
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,981	3,28	8,518	9,37	18	537
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,981	3,28	8,518	9,37	17	480
Wiesengras 1. Schnitt, Rispen schieben	3,962	4,36	22,009	24,21	25	693
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/III)	6,099	6,400	6,930	7,280	46	1248
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,46	1,58	2,64	2,88	10	231
Grobfutter	0,97	1,06	2,12	2,33	6	121
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	0,29	0,32	0,84	0,92	2	53
Maissilage, Ende der Teigreife	0,29	0,32	0,84	0,92	2	24
Wiesenheu, grasbetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,38	0,42	0,44	0,48	2	44
Mischfutter (Milchaustauscher)	0,49	0,52	0,52	0,55	4	110
Jungrinder						
Gesamtration	5,89	6,46	20,38	22,40	33	852
Grobfutter	5,52	6,08	20,00	22,00	33	852
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	1,65	1,82	4,73	5,20	10	298
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,65	1,82	4,73	5,20	10	266
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,21	2,44	10,55	11,60	13	288
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,40		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter

NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 31: Futterrationen für ökologische Betriebsmodelle ohne Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	14,90	15,76	34,50	37,10	94	2370
Grobfutter	10,16	11,16	29,00	31,88	59	1582
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	2,54	2,79	7,25	7,97	15	413
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,54	2,79	7,25	7,97	15	378
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	2,54	2,79	7,25	7,97	15	352
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	2,54	2,79	7,25	7,97	14	439
Mischfutter(Milchleistungsfutter 18/IV öko)	4,38	4,60	2,12	2,23	35	788
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,45	1,57	5,83	6,23	32	874
Grobfutter	0,97	1,06	2,12	2,33	32	874
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	0,29	0,32	0,84	0,92	8	209
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,29	0,32	0,84	0,92	8	228
Wiesenheu, kleebetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,38	0,42	0,44	0,48	8	195
Vollmilch	0,48	0,51	3,71	3,90		
Jungrinder						
Gesamtration	5,96	6,54	16,38	18,00	16	334
Grobfutter	5,60	6,16	16,00	17,60	10	208
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	1,40	1,54	4,00	4,40	6	126
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,40	1,54	4,00	4,40	2	44
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	1,40	1,54	4,00	4,40	2	38
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	1,40	1,54	4,00	4,40	16	334
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,40	6	126

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter; NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 32: Futterrationen für ökologische Betriebsmodelle mit Weide in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie NEL	Rohprotein
	Trockenmasse		Frischmasse			
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	[kg/Tier * d]				[MJ/d]	[g/d]
Milchkühe						
Gesamtration	14,81	15,74	49,29	53,63	93	2373
Grobfutter	11,58	12,73	45,65	50,21	70	1856
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	2,31	2,54	6,61	7,27	29	813
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	2,31	2,54	6,61	7,27	14	345
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	2,31	2,54	6,61	7,27	13	377
Wiesengras 1. Schnitt, Rispen schieben	4,65	5,11	25,82	28,40	14	321
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/IV öko)	2,87	3,01	3,26	3,42	23	517
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		
Kälber						
Gesamtration	1,45	1,57	5,83	6,23	12	249
Grobfutter	0,97	1,06	2,12	2,33	6	123
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	0,29	0,32	0,84	0,92	2	44
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,29	0,32	0,84	0,92	2	41
Wiesenheu, kleebetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	0,38	0,42	0,44	0,48	2	38
Vollmilch	0,48	0,50	3,71	3,9	6	126
Jungrinder						
Gesamtration	5,34	5,88	18,84	20,70	29	711
Grobfutter	4,98	5,50	18,45	20,30	29	711
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	1,11	1,23	3,18	3,50	7	166
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	1,11	1,23	3,18	3,50	6	182
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	0,54	0,60	1,55	1,70	3	75
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	2,21	2,44	10,55	11,60	13	288
Mineralfutter Jungrinder	0,36	0,38	0,38	0,4		

Futterverluste: 10 % bei Grundfutter, 5 % bei Misch- und Mineralfutter; NEL = Nettoenergielaktation, d = Tag

Quelle: eigene Zusammenstellung, Öko-Institut e.V.

4.2.5 Flächenausstattung der Betriebsmodelle

Aus den jeweiligen Futterrationen (vgl. Abschnitt 4.2.4) wird die notwendige Flächenausstattung der Betriebe berechnet. Auf Grundlage eines regions- und betriebstypischen Verhältnisses von Acker und Grünland wird das pflanzenbauliche Produktionsprogramm definiert. Die Rationen bei Milch- und Jungvieh wird dabei so angepasst, dass zunächst der Aufwuchs des Grünlands als Weide- oder Konservatfutter genutzt wird. Der restliche Futterbedarf wird über Ackerfutteranbau gedeckt, der im Rahmen einer üblichen Fruchtfolge mit Marktfrüchten und Leistungsfutteranbau (Wintergerste, Körnerleguminosen) erfolgt. Daraus ergibt sich der Flächenbedarf des Betriebes und über das Produktionsprogramm die Optionen Zukauf oder eigene Erzeugung von Stroh.

Die Düngung der Kulturen erfolgt nach den Vorgaben der Düngegesetzgebung. Nach dem ertrags- und kulturabhängigen Düngebedarf wird der Wirtschaftsdünger verteilt. Dabei werden die gesetzlich festgelegten Höchstmengen berücksichtigt. Da es sich bei einem Wirtschaftsdünger um einen Mehrnährstoffdünger mit festem Verhältnis der Einzelnährstoffe handelt, müssen bei einigen Kulturen Ergänzungsdüngungen mit mineralischem Dünger vorgenommen werden. Nach diesen Vorgaben und unter Berücksichtigung regionaltypischer Erträge ergeben sich die in der Tabelle 33 dargestellte Flächenausstattung der Milchproduktionssysteme.

Tabelle 33: Flächenausstattung der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle)

Betriebsmodell	Grünland		Ackerfutter									Gesamt-fläche
	Wiese	Weide	Silomais	Klee, Kleegras	Acker-gras	Winter-weizen	Winter-gerste	Winter-roggen	Triticale	Winter-raps	Futter-erbsen	
Kurzbezeichnung*	**Fläche in ha**											
Allgäu_7000_2,7	32		2			2	2			2		40
Allgäu_Weide_7000_2,7	24	16	2			2	2			2		48
Allgäu_öko_6000_4,1	39		5	29		2	2				2	79
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	30	18	5	12		2	2				2	71
Mittelgebirge_8500_2,7	77		8									85
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	57	37	11									105
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	107		65									172
Mittelge-birge_öko_Weide_7000_4,1	80	46	24									150
Nord_8500_2,7	76		5					5				86
Nord_Weide_8500_2,7	57	36	18					5				116
Nord_öko_7000_4,1	105		35	83				5				228
Nord_öko_Weide_7000_4,1	79	45	35	31				5				195
Ost_8500_2,7	457		50		50		50	50	50	50		757
Ost_Weide_8500_2,7	345	250	50		50		50	50	50	50		895
Ost_öko_7000_4,1	638		200		333		100	200	50		150	1671
Ost_öko_Weide_7000_4,1	480	250	200		125		100	200	50		150	1555

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko“. Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

4.3 Stallgebäude und dazugehörige baulichen Anlagen

In der Milchviehhaltung werden verschiedene Haltungsverfahren genutzt. In Frage kommen hier neben Liegeboxenlaufställen auch Tiefstreu- und Tretmistställe. Bei Neubauten werden bereits seit mehreren Jahrzehnten Liegeboxenlaufställe als Haltungsform bevorzugt, so dass diese sowohl bei konventioneller als auch bei ökologischer Wirtschaftsweise am weitesten verbreitet sind. Insbesondere bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben haben aber auch Tiefstreu- und Tretmistställe noch eine gewisse Relevanz.

Grundsätzlich ist es möglich, einen Vergleich zwischen den verschiedenen Stallsystemen jeweils innerhalb der konventionellen und ökologischen Wirtschaftsweise, durchzuführen. Ebenso sind Vergleiche zwischen konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise bei gleichen Stallsystemen möglich. Der Einfluss des Stallsystems auf die im Stall entstehenden Emissionen wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht (vgl. Abschnitt 5.4.7).

Bei allen Betriebsmodellen werden die Milchkühe einheitlich in Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist gehalten. Nach EG-Öko-Verordnung sind für Milchkühe Haltungsverfahren vorgeschrieben, bei denen den Kühen entweder Auslauf oder Weidegang ermöglicht wird. Deshalb sind die Liegeboxenlaufställe der ökologisch wirtschaftenden Betriebe mit einem Auslauf versehen. Grundsätzlich sind die Verfahrensabläufe bei konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betriebe weitgehend vergleichbar.

Für die Kälberaufzucht wird bei allen Betriebsmodellen angenommen, dass diese durch die Nutzung von Gruppeniglus erfolgt. Die Anzahl der Iglus richtet sich nach der Anzahl der Kälber. Die Gruppeniglus sind immer mit einem Auslauf versehen, so dass sie auch für ökologisch wirtschaftende Betriebe geeignet sind (Döhler et al. 2002).

Analog zu den Milchviehställen wird das Jungvieh in Liegeboxenlaufställen aufgezogen. Die Landwirtinnen und Landwirte sind bemüht, die Nachzucht möglichst früh mit dem Haltungsverfahren vertraut zu machen, in dem die Milchkühe gehalten werden.

In allen Bereichen der Milchviehhaltung und der Jungrinder werden die Liegeflächen mit Stroh eingestreut; bei den Kälbern zusätzlich der Laufbereich. Die Bergung des Strohs zur Einstreu erfolgt mittels einer Rundballenpresse. Für die vorliegende Studie wird der erforderliche Treibstoffverbrauch berücksichtigt. Zusätzlich wird der Aufwand für den Transport vom Feld zum Hof angesetzt. In einigen Betrieben kann aufgrund der Produktionsstruktur der Bedarf an Stroh als Koppelprodukt der Getreideerzeugung nicht gedeckt werden. In diesem Fall muss Stroh von anderen Betrieben zugekauft werden.

In Tabelle 35 sind die Emissionsfaktoren für Emissionen aus Stallgebäuden für Milchvieh und Jungrinder bei verschiedenen Aufstallungsarten zusammengestellt.

Tabelle 34: Einstreumengen und -art in den Stallgebäuden für Milchvieh, Kälber und Jungvieh

Region	Einstreumenge in kg/TP * d	Einstreuart
Milchvieh		
Allgäu	0,50	Weizen-/Gerstenstroh
Mittelgebirge	0,50	Weizen-/Gerstenstroh aus Zukauf
Norddeutschland	0,50	Roggenstroh
Ostdeutschland	0,50	Triticale-/Gerstenstroh
Kälber		
Allgäu	1,25	Weizen-/Gerstenstroh
Mittelgebirge	1,25	Weizen-/Gerstenstroh aus Zukauf
Norddeutschland	1,25	Roggenstroh
Ostdeutschland	1,25	Triticale-/Gerstenstroh
Jungvieh		
Allgäu	0,25	Weizen-/Gerstenstroh
Mittelgebirge	0,25	Weizen-/Gerstenstroh aus Zukauf
Norddeutschland	0,25	Roggenstroh
Ostdeutschland	0,25	Triticale-/Gerstenstroh

d = Tag, TP = Tierplatz

Quelle: eigene Zusammenstellung, KTBL 2018

Tabelle 35: Ammoniakemissionsfaktoren (Konventionswerte) für Anlagen zum Halten und zur Aufzucht von Rindern

Tierart, Nutzungsrichtung, Aufstallung	Ammoniakemissionsfaktor [kg / Tierplatz *a]
Milchvieh	
Anbindehaltung, Fest- und Flüssigmistverfahren	4,86
Liegeboxenlaufstall, Fest- und Flüssigmistverfahren	14,57
Laufstall, Tiefstreuverfahren	14,57
Laufstall, Tretmistverfahren	15,79
Mastbullen, Jungvieh inkl. Aufzucht (0,8 bis 2 Jahre)	5
Anbindehaltung, Fest- und Flüssigmistverfahren	2,43
Laufstall, Flüssigmistverfahren	3,04
Laufstall, Tretmistverfahren	3,64

a = Jahr

Quelle: TA Luft 2002, verändert

4.3.1 Strom- und Dieselverbrauch der Milchproduktionssysteme

In den Milchproduktionssystemen werden von verschiedenen Verbrauchern und Verbraucherinnen elektrische Energie benötigt. In der Milchviehhaltung wird die meiste Elektronenergie für das Melken, die Milchkühlung und die Milchlagerung benötigt. Weitere Verbraucherinnen und Verbraucher von Strom sind im Milchviehstall die Beleuchtung, die Belüftung mit Ventilatoren sowie die Viehbürsten. Die in den Produktionssystemen unterstellten Gebäude haben keine weiteren Verbraucherinnen und Verbraucher von Elektroenergie wie z. B. Mistschieber, Güllepumpen oder automatische Fütterungssysteme außer Kraftfutterstationen in den Betriebsmodellen der Region Allgäu.

In den Jungviehställen wird Elektroenergie für Viehbürsten, Beleuchtung und Ventilatoren benötigt. Der Stromverbrauch für die Kälberställe ist bei den Milchviehställen berücksichtigt.

Bei den Betriebsmodellen wird als weitere Energieträger Diesel eingesetzt, der von Traktoren für Fütterung angehängten Futtermischwagen verbraucht wird. Im Kälberstall wird zusätzlich mobile Technik zum Entmisten eingesetzt.

Die Tabelle 36 zeigt den Umfang des Strom- und Dieselverbrauchs für die untersuchten Milchproduktionssysteme

Tabelle 36: Strom- und Dieselverbrauch der 16 im Vorhaben untersuchten Milchproduktionssysteme (Betriebsmodelle)

Betriebsmodell	Milchviehhaltung				Jungviehaufzucht		Kälber	Gesamtverbrauch			
	Milch-menge	Strom [1]	Strom [2]	Diesel [3]	Strom [2]	Diesel [3]	Diesel [4]	Strom		Diesel	
Kurzbezeichnung*	[kg/a]	[kWh/a]	[kWh/a]	[l/a]	[kWh/a]	[l/a]	[l/a]	[kWh/a]	[kWh/l]	[l/a]	[l/a]
Allgäu_7000_2,7	280.000	8.762	2.774	2.631	340	698	109	11.876	0,0424	3.437	0,0123
Allgäu_Weide_7000_2,7	280.000	8.688	2.774	3.371	340	886	109	11.802	0,0422	4.366	0,0156
Allgäu_öko_6000_4,1	240.000	7.485	2.774	2.561	340	694	109	10.599	0,0442	3.363	0,0140
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	240.000	7.216	2.774	3.478	340	816	109	10.331	0,0430	4.403	0,0183
Mittelgebirge_8500_2,7	850.000	27.691	6.935	5.134	800	1.232	253	35.426	0,0417	6.619	0,0078
Mittelgebirge_weide_8500_2,7	850.000	27.550	6.935	6.256	800	1.558	253	35.286	0,0415	8.067	0,0095
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	700.000	22.478	6.935	5.094	800	1.246	253	30.213	0,0432	6.594	0,0094
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	700.000	21.986	6.935	6.558	800	1.437	253	29.721	0,0425	8.249	0,0118
Nord_8500_2,7	1.020.000	33.229	8.322	7.928	950	2.112	299	42.501	0,0417	10.338	0,0101
Nord_Weide_8500_2,7	1.020.000	33.061	8.322	9.872	950	2.670	299	42.333	0,0415	12.841	0,0126
Nord_öko_7000_4,1	840.000	26.973	8.322	7.860	950	2.136	299	36.245	0,0431	10.295	0,0123
Nord_öko_Weide_7000_4,1	840.000	26.383	8.322	10.395	950	2.464	299	35.655	0,0424	13.157	0,0157
Ost_8500_2,7	4.250.000	138.455	34.675	33.033	3.970	8.825	1.249	177.101	0,0417	43.107	0,0101
Ost_Weide_8500_2,7	4.250.000	137.752	34.675	41.134	3.970	11.158	1.249	176.398	0,0415	53.541	0,0126
Ost_öko_7000_4,1	3.500.000	112.388	34.675	32.751	3.970	8.926	1.249	151.034	0,0432	42.926	0,0123
Ost_öko_Weide_7000_4,1	3.500.000	109.928	34.675	43.312	3.970	10.296	1.249	148.573	0,0424	54.857	0,0157

1) Stromverbrauch für Melken, Milchkühlung und -lagerung; 2) Stromverbrauch für Viehbürsten, Beleuchtung und Ventilatoren, 3) Dieselverbrauch mobiler Fütterungstechnik

4) Dieselverbrauch mobiler Fütterungs- und Entmistungstechnik

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko“. Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

4.3.2 Wirtschaftsdüngerlager

Bis auf die Kälber werden alle Tiere in Haltungsverfahren mit Flüssigmist gehalten. Die geringen Festmistmengen aus der Kälberhaltung werden in der weiteren Betrachtung nicht berücksichtigt.

Der anfallende Flüssigmist wird in flachen Spülkanälen im Stall gesammelt und in einem Hochbehälter aus Stahlbeton ohne Abdeckung gelagert. Vor der Ausbringung mit Pumptankwagen wird der Flüssigmist mit eingebauten Rührgeräten homogenisiert. Der in der Kälberaufzucht anfallende Festmist wird in einem Festmistlager mit drei Seitenwänden ohne Überdachung gelagert.

In Tabelle 37 sind die Emissionsfaktoren für Emissionen aus Stallgebäuden bei verschiedenen Lagerarten von Wirtschaftsdünger zusammengestellt. Hauptemissionsquelle bei den hier ausgewerteten Betriebsmodellen sind die Emissionen aus dem Flüssigmistlager für Rindergülle. Die Emissionen aus dem Festmistlager für den Festmist aus der Kälberhaltung werden aufgrund der vergleichsweise geringen Anfallmengen nicht berücksichtigt.

Tabelle 37: Ammoniakemissionsfaktoren (Konventionswerte) für verschieden Flächenquellen

Art der Flächenquelle	Ammoniakemissionsfaktor [kg / Tierplatz *a]
Flüssigmistlager (offene Oberfläche)	
Rindergülle	6
Festmistlager (Grundfläche)	5
Laufhof (Milchvieh)	8

a = Jahr

Quelle: VDI-Richtlinie 3894 2011, verändert

4.4 Berechnung der direkten Emissionen aus Stall, Wirtschaftsdüngerlager und Weide

Die Berechnung der Emissionen erfolgt generell im Rahmen der Durchführung der Wirkungsabschätzung. Dies gilt beispielsweise für die Berechnung der Emissionen, die aus dem Anbau von Futter und der Produktion von Mineraldünger entstehen. Darüber hinaus sind bei der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen auch die direkten und indirekten Emissionen durch den Stoffwechsel der Tiere (v.a. Verdauung, Ausscheidung) mit zu berücksichtigen. In dem dieser Untersuchung zugrundeliegenden Ökobilanzmodell werden diese tierspezifischen Emissionen in Form von Emissionsfaktoren mitberücksichtigt. Aus Gründen einer möglichst großen Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Berechnung, werden die Grundlagen der Berechnung und der jeweilige Rechenweg hier ergänzend ausgeführt.

Für die Berechnung der Gesamtemissionen, die aus der Stallhaltung der Tiere, der Wirtschaftsdüngerlagerung und der Weidehaltung entstehen, wurde auf Berechnungsmethoden zurückgegriffen, die im Rahmen eines Projektes gemeinsam von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen und der KTBL entwickelt wurden[30]. In einer aus Vertretern von elf Organisationen bestehenden Arbeitsgruppe wurde der „Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen

[30] Beschreibung der Berechnungsmethodik online verfügbar unter URL: https://www.ktbl.de/themen/klimagasbilanzen/ L; zuletzt abgerufen am 23.05.2019

(BEK)“ entwickelt. Dieser Berechnungsstandard beschreibt das methodische Vorgehen und enthält einen Vorschlag für die dabei zu verwendenden Emissionsfaktoren und weitere Parameter. Die berücksichtigten Emissionsquellen in der Pflanzen- und Tierproduktion mit den erforderlichen Rechenschritten sind in einem Handbuch beschrieben (Arbeitsgruppe BEK 2016). Die Berechnungsmethoden entsprechen den in Haenel et al. (2018) beschriebenen Verfahren.

4.4.1 Berechnung der Ammoniakemissionen und indirekten Lachgasemissionen

Die Ergebnisse der Berechnung der Ammoniakemissionen und der daraus resultierenden indirekten Lachgasemissionen aus dem Stall sind in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 38: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stall bei Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist

Betriebsname*	Stickstoffausscheidung gesamt [kg N/Kuh]	NH_3-N-Emissionen aus Stall [kg NH_3-N/Kuh]	Lachgasemissionen aus Stall [kg N_2O/Kuh]
Allgäu_7000_2,7	122,00	16,35	0,257
Allgäu_Weide_7000_2,7	122,00	12,65	0,199
Allgäu_öko_6000_4,1	114,00	15,28	0,240
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	114,00	11,82	0,186
Mittelgebirge_8500_2,7	134,00	17,96	0,282
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	134,00	13,90	0,218
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	122,00	16,35	0,257
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	122,00	12,65	0,199
Nord_8500_2,7	134,00	17,96	0,282
Nord_Weide_8500_2,7	134,00	13,90	0,218
Nord_öko_7000_4,1	122,00	16,35	0,257
Nord_öko_Weide_7000_4,1	122,00	12,65	0,199
Ost_8500_2,7	134,00	17,96	0,282
Ost_Weide_8500_2,7	134,00	13,90	0,218
Ost_öko_7000_4,1	122,00	16,35	0,257
Ost_öko_Weide_7000_4,1	122,00	12,65	0,199

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko“. Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Berechnungen, basierend auf Arbeitsgruppe BEK (2016)

Die Ergebnisse der Berechnung der Ammoniakemissionen und der daraus resultierenden indirekten Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngerlager sind in Tabelle 39 dargestellt.

Tabelle 39: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngerlager bei Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist

Betriebsname*	NH_4-N im WD-Lager [kg NH_4-N/Kuh]	NH_3-N-Emissionen aus WD-Lager [kg NH_3-N/Kuh]	N_2O aus WD-Lager [kg N_2O/Kuh]
Allgäu_7000_2,7	65,39	2,94	0,046
Allgäu_Weide_7000_2,7	50,61	2,28	0,036
Allgäu_öko_6000_4,1	61,10	2,75	0,043
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	47,29	2,13	0,033
Mittelgebirge_8500_2,7	71,82	3,23	0,051
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	55,59	2,50	0,039
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	65,39	2,94	0,046
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	50,61	2,28	0,036
Nord_8500_2,7	71,82	3,23	0,051
Nord_Weide_8500_2,7	55,59	2,50	0,039
Nord_öko_7000_4,1	65,39	2,94	0,046
Nord_öko_Weide_7000_4,1	50,61	2,28	0,036
Ost_8500_2,7	71,82	3,23	0,051
Ost_Weide_8500_2,7	55,59	2,50	0,039
Ost_öko_7000_4,1	65,39	2,94	0,046
Ost_öko_Weide_7000_4,1	50,61	2,28	0,036

WD = Wirtschaftsdünger

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko". Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide".

Quelle: eigene Berechnungen, basierend auf Arbeitsgruppe BEK (2016)

Bei denjenigen Betriebsmodellen, bei denen zusätzlich ein Weidegang der Milchkühe mit betrachtet wurde, fallen auch während des Weidens Ammoniakemissionen und daraus resultierend auch indirekte Lachgasemissionen an. Die Ergebnisse der Berechnung der Emissionen auf der Weide findet sich in Tabelle 40.

Tabelle 40: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus der Weidehaltung

Betriebsname*	NH_4-N auf Weide [kg NH_4-N/Kuh]	NH_3-N-Emissionen auf Weide [kg NH_3-N/Kuh]	N_2O auf Weide [kg N_2O/Kuh]
Allgäu_Weide_7000_2,7	18,48	1,85	0,029
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	17,26	1,73	0,027
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	20,29	2,03	0,032
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	18,48	1,85	0,029
Nord_Weide_8500_2,7	20,29	2,03	0,032
Nord_öko_Weide_7000_4,1	18,48	1,85	0,029
Ost_Weide_8500_2,7	20,29	2,03	0,032
Ost_öko_Weide_7000_4,1	18,48	1,85	0,029

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko". Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide".
Quelle: eigene Berechnungen, basierend Arbeitsgruppe BEK (2016)

4.4.2 Berechnung der direkten Lachgasemissionen

Neben den indirekten Lachgasemissionen, die aus der stofflichen Umsetzung des von den Kühen ausgeschiedenen Ammoniaks resultieren, treten zusätzlich auch direkte Lachgasemissionen auf, die im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung relevant sind und daher ebenfalls mitberücksichtigt werden. Die Ergebnisse der Berechnung der direkten Lachgasemissionen aus dem Stall und dem Wirtschaftsdüngerlager sind in Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41: Lachgasemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager

Betriebsname*	N_2O-N Emissionen Stall und WD-Lager [kg N_2O-N /Kuh]	N_2O-Emissionen aus Stall und WD-Lager [kg N_2O/Kuh]
Allgäu_7000_2,7	0,24	0,383
Allgäu_Weide_7000_2,7	0,19	0,296
Allgäu_öko_6000_4,1	0,23	0,358
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	0,18	0,277
Mittelgebirge_8500_2,7	0,27	0,421
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	0,21	0,326
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	0,24	0,383
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	0,19	0,296
Nord_8500_2,7	0,27	0,421
Nord_Weide_8500_2,7	0,21	0,326
Nord_öko_4,1	0,24	0,383
Nord_öko_Weide4,1	0,19	0,296

Betriebsname*	N_2O-N Emissionen Stall und WD-Lager [kg N_2O-N /Kuh]	N_2O-Emissionen aus Stall und WD-Lager [kg N_2O/Kuh]
Ost8500_2,7	0,27	0,421
Ost_Weide8500_2,7	0,21	0,326
Ost_öko4,1	0,24	0,383
Ost_öko_Weide4,1	0,19	0,296

WD = Wirtschaftsdünger

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko". Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide".

Quelle: eigene Berechnungen, basierend auf Arbeitsgruppe BEK (2016)

Ähnlich wie bei den Ammoniakemissionen treten bei den Betriebsmodellen mit Weidegang während des Weidens auch direkte Lachgasemissionen auf. Die Ergebnisse der Berechnung der Emissionen auf der Weide finden sich in Tabelle 42.

Tabelle 42: Lachgasemissionen aus Weidehaltung

Betriebsname*	N_2O-N auf Weide [kg N_2O-N /Kuh]	N_2O auf Weide [kg N_2O/Kuh]
Allgäu_Weide_7000_2,7	0,55	0,866
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	0,52	0,809
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	0,61	0,951
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	0,55	0,866
Nord_Weide_8500_2,7	0,61	0,951
Nord_öko_Weide_7000_4,1	0,55	0,866
Ost_Weide_8500_2,7	0,61	0,951
Ost_öko_Weide_7000_4,1	0,55	0,866

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko". Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide".

Quelle: eigene Berechnungen, basierend auf Arbeitsgruppe BEK (2016)

4.4.3 Berechnung der Methan-Emissionen aus der Verdauung, dem Stall und auf der Weide

Die Methan–Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe werden analog dem in Haenel et al. (2018) beschriebenen Verfahren nach der folgenden Gleichung berechnet:

$$EFCH4, ent = a \times M(XFI) + b \times M(NFE) + c \times M(XP) + d \times M(XF) + e$$

Mit:

$EF_{CH4, ent}$ = Emissionsfaktor für Methan aus enterischer Fermentation [in kg CH_4 * (Tier*a)$^{-1}$];

Koeffizient a [a = 0,079 kg/kg];

M (XFI) Rohfaser-Aufnahmerate [in kg* (Tier*a)$^{-1}$];

Koeffizient b [b = 0,010 kg/kg];

M (NFE) Aufnahmerate für N-freie Extrakte [in kg* (Tier*a)$^{-1}$];

Koeffizient c [c = 0,026 kg/kg];

M (XP) Rohprotein-Aufnahmerate [in kg* (Tier*a)$^{-1}$];

Koeffizient d [d = - 0,212 kg/kg];

M (XF) Fett-Aufnahmerate [in kg * (Tier*a)$^{-1}$];

Konstante [e = 365 · 0,063 kg * (Tier*a)$^{-1}$].

Basierend auf der zugrunde gelegten Futtermittelration und der darin jeweils enthaltenen relevanten Parameter wurde für die Milcherzeugung, die Jungviehaufzucht und die Kälberaufzucht ein jeweils spezifischer Methan-Emissionsfaktor pro Tierplatz für die unterschiedenen Milchproduktionssysteme berechnet. Dazu wird auf die in Tabelle 43 im Anhang zusammengestellten Inhaltstoffe der Futtermittel in den Futtermittelrationen zurückgegriffen. Die Ergebnisse der Berechnung sind für die betrachteten Betriebsmodelle in Tabelle 43 dargestellt. Eine detaillierte Aufgliederung nach den Beiträgen aus der Milcherzeugung, der Kälber- und der Jungviehaufzucht findet sich im Anhang (A.3).

Tabelle 43: Berechnete Methanemissionen aus der Verdauung

Betriebsname*	EFCH$_4$ [kg CH$_4$/TP*a]	EFCH$_4$ [kg CH$_4$/ Betrieb*a]	Milchproduktion [kg/a]	EF CH$_4$/kg ECM Milch [kg CH$_4$/kg ECM-Milch]
Allgäu_7000_2,7	209,789	7.250	280000	0,026
Allgäu_Weide_7000_2,7	223,062	7.750	280000	0,028
Allgäu_öko_6000_4,1	215,917	7.600	240000	0,032
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	224,152	7.940	240000	0,033
Mittelgebirge_8500_2,7	190,230	16.390	850.000	0,019
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	207,340	17.550	850.000	0,021
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	187,226	16.780	700.000	0,024
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	204,885	17.670	700.000	0,025
Nord_8500_2,7	196,264	19.790	1.020.000	0,019
Nord_Weide_8500_2,7	207,343	20.980	1.020.000	0,021
Nord_öko_7000_4,1	199,894	20.490	840.000	0,024
Nord_öko_Weide_7000_4,1	204,885	21.130	840.000	0,025
Ost_8500_2,7	196,264	82.540	4.250.000	0,019
Ost_Weide_8500_2,7	207,343	87.510	4.250.000	0,021
Ost_öko_7000_4,1	199,899	85.460	3.500.000	0,024
Ost_öko_Weide_7000_4,1	204,889	88.140	3.500.000	0,025

ECM = Energy Corrected Milk, a = Jahr, EF = Enterrische Fermentation; TP = Tierplatz

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko“. Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide“.

Quelle. eigene Berechnung auf Basis von Haenel et al. (2018);

Die Ergebnisse der Berechnung der Methanemissionen, die während der Lagerung im Wirtschaftsdüngerlager entstehen, sind in Tabelle 44 dargestellt.

Tabelle 44: Methanemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager

Betriebsname*	oTM-Ausscheidungen im Stall [kg oTM/Kuh]	CH_4-Emissionen aus WD-Lager [m^3 CH_4/Kuh]	CH_4-Emissionen aus WD-Lager [kg CH_4/Kuh
Allgäu_7000_2,7	1.435,91	56,14	37,617
Allgäu_Weide_7000_2,7	1.111,36	43,45	29,114
Allgäu_öko_6000_4,1	1.375,38	53,78	36,031
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	1.064,51	41,62	27,887
Mittelgebirge_8500_2,7	1.526,71	59,69	39,995
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	1.181,63	46,20	30,955
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	1.435,91	56,14	37,617
Mittelge-birge_öko_Weide_7000_4,1	1.111,36	43,45	29,114
Nord_8500_2,7	1.526,71	59,69	39,995
Nord_Weide_8500_2,7	1.181,63	46,20	30,955
Nord_öko_7000_4,1	1.435,91	56,14	37,617
Nord_öko_Weide_7000_4,1	1.111,36	43,45	29,114
Ost_8500_2,7	1.526,71	59,69	39,995
Ost_Weide_8500_2,7	1.181,63	46,20	30,955
Ost_öko_7000_4,1	1.435,91	56,14	37,617
Ost_öko_Weide_7000_4,1	1.111,36	43,45	29,114

WD = Wirtschaftsdünger, oTM = organische Trockenmasse

* Im Betriebsname ist zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus enthalten die ökologischen Betriebssysteme den Zusatz „öko“. Die Betriebssysteme mit Werdegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, basierend auf Arbeitsgruppe BEK (2016)

4.4.4 Berechnung der Emissionen aus der Düngerausbringung

Die Emissionen aus der Ausbringung von Düngern (Mineraldünger und wirtschaftseigener Dünger) werden nach den Vorgaben in Arbeitsgruppe BEK (2016) berücksichtigt. Für die Wirtschaftsdüngerausbringung werden rationsspezifische Emissionen nach folgender Gleichung berechnet.

$$(TM \times 1000 \times WD(N) \times WD \times \frac{MDW}{100} - TM \times 1000 \times WD(N) \times A \times Ef(Am) \times AM) \times Ef(Ni) \times Uf \times PR = Em$$

Mit:

TM ist der Gehalt an Trockenmasse im Wirtschaftsdünger;

WD(N) ist der Stickstoffgehalt des Wirtschaftsdüngers;

WD ausgebrachte Menge Wirtschaftsdünger pro Hektar;

MDW ist der Mineraldüngerersatzwert des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers (in Prozent);

A entspricht dem Anteil Ammonium nach der DüV;

AM ist die Ausgebrachte Menge Wirtschaftsdüngers nach Produktionsrichtung pro Hektar;

Ef(Am) ist der Emissionsfaktor für den ausgebrachten Stickstoff;

Ef(Ni) ist der Emissionsfaktor Nitrat für die Düngewirksamkeit des Wirtschaftsdüngers;

Em ist Emissionen Nitrat pro Umfang der Produktionsrichtung;

PR steht für die Produktionsrichtung (z.B. Grassilage, Maissilage, etc.);

Uf ist der Umrechnungsfaktor für Lachgas.

Neben dem Wirtschaftsdünger wird bei den konventionellen Betriebsmodellen je nach kulturspezifischem Nährwertbedarf zusätzlich noch Mineraldünger als Ergänzungsdünger eingesetzt. Für die Berechnung der Emissionen aus dem ausgebrachten Mineraldünger werden ebenfalls die vorgegebenen Standardwerte nach Arbeitsgruppe BEK (2016) angewandt[31].

4.5 Berechnung des Allokationsfaktors für die Koppelproduktion von Milch und Fleisch

Die Berechnung der Allokationsfaktoren für die jeweiligen Betriebstypen folgt den diesbezüglichen Vorgaben in IDF (2015). Die zur Berechnung heranzuziehende Gleichung lautet:

$$AFmilk = 1 - 6{,}04\ x\ BMR$$

Wobei gilt:

AF_{milk} ist der Allokationsfaktor für Milch;

BMR ist das Verhältnis aus der Masse $M_{Fleisch}$/Masse M_{Milch};

$M_{Fleisch}$ ist die Summe des Lebendgewichts aller verkauften Tiere (inklusive Bullenkälber, überschüssiger Aufzuchtfärsen und Altkühe, vgl. Tabelle 45, Spalte „Summe Fleisch“);

M_{Milch} ist die Summe der verkauften ECM-Milch (vgl. Tabelle 45, Spalte „Milchleistung“).

Die Berechnung der betriebsmodellspezifischen Allokationsfaktoren ist ebenfalls in Tabelle 45 dargestellt.

Tabelle 45: Berechnung der Allokationsfaktoren für die Koppelprodukte von Milch und Fleisch

Betriebsmodell*	Färsen [kg]	Altkühe [kg]	Bullen-kälber [kg]	Summe Fleisch [kg]	Milchleistung [kg]	BMR	AF_{milk}
Allgäu_7000_2,7 (m/o Weide)	1.864	10.346	2.738	14.947	280.000	0,053	68%
Allgäu_öko_6000_4,1 (m/o Weide)	4.985	6.813	2.738	14.535	240.000	0,061	63%
Mittelgebirge_8500_2,7 (m/o Weide)	4.950	22.693	6.387	34.030	850.000	0,04	76%

[31] Die für die Berechnung herangezogenen Standardwerte können der Parameterdatei zur BEK entnommen werden, die unter folgender URL abgerufen werden kann: https://daten.ktbl.de/bek/

Betriebsmodell*	Färsen [kg]	Altkühe [kg]	Bullen-kälber [kg]	Summe Fleisch [kg]	Milchleistung [kg]	BMR	AF_{milk}
Mittelgebirge_öko_7000_4,1 (m/o Weide)	10.485	14.944	6.387	31.817	700.000	0,045	73%
Nord_8500_2,7 (m/o Weide)	5.878	27.232	7.528	40.638	1.020.000	0,04	76%
Nord_öko_7000_4,1(m/o Weide)	12.451	17.933	7.528	37.912	840.000	0,045	73%
Ost_8500_2,7 (m/o Weide)	24.563	113.465	31.481	169.509	4.250.000	0,04	76%
Ost_öko_7000_4,1 (m/o Weide)	52.032	74.721	31.481	158.234	3.500.000	0,045	73%

BMR = Verhältnis aus der Masse $M_{Fleisch}$/Masse M_{Milch}, AF_{milk} = Allokationsfaktor für Milch

* Im Betriebsmodell ist zur eindeutigen Bezeichnung jeweils die Region, die Milchleistung pro Tierplatz (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Die angegebenen daten gelten sowohl für das Betriebssystem mit Weide als auch ohne Weide (m/o Weide).

Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Tabelle 45 hervorgeht, wird in den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen pro kg ECM-Milch mehr Fleisch erzeugt. Dies drückt sich bei der Berechnung der Allokationsfaktoren für die Koppelprodukte von Milch und Fleisch in Form eines etwas geringeren Allokationsfaktors[32] für die ökologische Milchproduktion aus.

In den Betriebsmodellen der Region Allgäu werden Fleckvieh-Kühe berücksichtigt, die auch als Zweinutzungsrasse bezeichnet werden können, bei der pro kg Milch mehr Fleisch als Koppelprodukt erzeugt wird. Anders als bei den allein auf Milchleistung gezüchteten SB-HF-Milchkühen in den übrigen drei Regionen ergeben sich daher für die Allgäu-Betriebsmodelle insgesamt die niedrigsten Allokationsfaktoren für Milch.

[32] Ein niedrigerer Allokationsfaktor - in diesem Fall für Milch aus den Betriebsmodell der Region Allgäu - bedeutet, dass der Anteil der Emissionen, die dem Produkt "Milch" zugeschrieben wird geringer ist, im Vergleich zu den Betriebsmodellen, in denen auf hohe Milchleistung gezüchtete Rassen eingesetzt werden.

5 Durchführung der Wirkungsabschätzung und Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und die Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse dargestellt. Dabei erfolgt zunächst eine Stellungnahme über die Bedeutung der Bewertung von Wirkungsindikatorergebnissen (Abschnitt 5.1). In Abschnitt 5.2 werden die Gesamtergebnisse der Ökobilanz vorgestellt und diskutiert. Daran anschließend werden in Abschnitt 5.3 die Ergebnisse der Beitragsanalyse jeweils gesondert für die ausgewerteten Wirkungskategorien ausgewiesen. Die zur Absicherung der Ergebnisse zusätzlich durchgeführten Sensitivitätsanalysen werden, inklusive der dabei getroffenen Annahmen und der berücksichtigten Datengrundlage, in Abschnitt 5.4 angeführt.

5.1 Stellungnahme zur Bewertung von Wirkungsindikatorergebnissen im Rahmen der vorliegenden Studie

Gemäß den Ausführungen der ISO 14044 können für das bessere Verständnis der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz zusätzliche Methoden und Informationen notwendig sein, um zu entscheiden, ob zwischen den verglichenen Produktsystemen signifikante Unterschiede vorhanden sind. Ebenso sollen damit vernachlässigbare Sachbilanzergebnisse identifiziert und die Überinterpretation sehr kleiner, nicht signifikanter Unterschiede zwischen den verglichenen Systemen vermieden werden.

Für die im Rahmen des Vorhabens erhobenen spezifischen Daten wurde eine Bewertung der Datenqualität anhand der in Anhang A.1 dargestellten Bewertungsmatrix vorgenommen.

Die Identifikation signifikanter Parameter und Unterschiede erfolgt in der vorliegenden Studie auf Basis heuristisch abgeleiteter Signifikanzschwellen. Die in Tabelle 46 dargestellten Wesentlichkeitsschwellen haben sich in der Ökobilanzpraxis als gleichermaßen praktikabel wie zweckmäßig herausgestellt.

Tabelle 46: Heuristisch abgeleitete Signifikanzschwellen bei der Diskussion der Ergebnisse

Wesentlichkeitsschwellen (prozentuale Unterschiede beim Vergleich von Ergebnissen)	signifikant	schwach signifikant	nicht signifikant
0 - 10%	n.b	GWP/KEA	Rest
10% - 20%	KEA/GWP	Wasser/TAP/FEP	F-ECTOTOX/ T-ECOTOX/Land Use/USE-Tox
> 20%	KEA/GWP Wasser/TAP/FEP	F-ECTOTOX/ T-ECOTOX/Land Use/USE-tox	---

n.b. = nicht besetzt (keine Signifikanz bei nur entsprechend geringen Unterschieden bei den Ergebnissen), GWP = Treibhausgaspotenzial, KEA = kumulierter Energieaufwand, TAP = terrestrisches Versauerungspotenzial, FEP = Süßwassereutrophierungspotenzial

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.;

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dargestellt. Dabei werden zunächst die Gesamtergebnisse vorgestellt und auf übergeordneter Ebene diskutiert (vgl. Abschnitt 5.2). Detailliertere Ausführungen zu den anteiligen Beiträgen einzelner Prozesse zum

Gesamtergebnis in den verschiedenen Wirkungskategorien finden sich in der Beitragsanalyse in Abschnitt 5.3. Aufbauend auf den Ergebnissen der Beitragsanalyse wurden signifikante Parameter und Ergebnisse in Zuge von sieben eigenständigen Sensitivitätsanalysen weiter untersucht (vgl. Abschnitt 5.4).

5.2 Gesamtergebnis

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dargestellt. Aufgrund der hohen Bedeutung, die im vorliegenden Fall der Allokation der Koppelprodukte auf die Ergebnisse zukommt, werden zunächst die Gesamtergebnisse ohne Allokation dargestellt.

5.2.1 Darstellung der Gesamtergebnisse ohne Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch

In Tabelle 47 sind die nicht allokierten Gesamtergebnisse für sämtliche betrachteten Betriebsmodelle und für alle ausgewerteten Wirkungsindikatoren dargestellt. Modelltechnisch betrachtet entspricht dies einer vollständigen Zuordnung der bilanzierten Umweltauswirkungen auf das Zielprodukt Milch. Die Darstellung der Gesamtergebnisse für die weiteren funktionellen Einheiten vor Allokation findet sich in den folgenden Abschnitten 5.2.3 und 5.2.4.

Tabelle 47: Darstellung der Ergebnisse vor Allokation; pro kg ECM Milch

Betriebsmodell	KEA	Wasser-ver-brauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-to-xizität, total (USEtox)
Kurzbezeichnung*	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[g SO_2 eq]**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	9,26	0,37	1,64	8,10	0,20	16,24	1,65	0,33	1,16E-10
Allgäu_Weide_7000_2,7	7,16	0,28	1,48	6,60	0,14	11,57	1,13	0,25	8,68E-11
Allgäu_öko_6000_4,1	8,64	0,27	1,52	10,00	0,16	10,00	0,95	0,54	1,34E-11
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	3,91	0,16	1,42	6,30	0,11	7,72	0,69	0,02	9,52E-12
Mittelgebirge_8500_2,7	11,54	0,32	1,36	7,20	0,15	12,28	1,17	0,70	1,80E-10
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	10,51	0,28	1,29	6,30	0,14	10,73	0,99	0,66	1,63E-10
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	11,43	0,32	1,30	11,40	0,17	9,80	0,93	0,96	1,27E-11
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	8,34	0,25	1,22	8,80	0,14	8,18	0,74	0,64	9,99E-12
Nord_8500_2,7	10,90	0,31	1,33	7,30	0,15	12,33	1,17	0,60	1,80E-10
Nord_Weide_8500_2,7	10,42	0,29	1,34	6,50	0,15	11,94	1,12	0,56	1,66E-10
Nord_öko_7000_4,1	11,43	0,32	1,30	11,40	0,17	9,98	0,95	0,96	1,30E-11
Nord_öko_Weide_7000_4,1	8,53	0,25	1,24	8,90	0,14	8,65	0,80	0,63	1,07E-11
Ost_8500_2,7	12,10	0,37	1,45	7,80	0,20	16,30	1,59	0,61	1,87E-10
Ost_Weide_8500_2,7	10,94	0,32	1,37	6,70	0,17	13,66	1,30	0,56	1,70E-10
Ost_öko_7000_4,1	12,17	0,36	1,34	11,60	0,18	11,03	1,04	0,99	2,57E-11
Ost_öko_Weide_7000_4,1	9,25	0,29	1,28	9,10	0,15	9,68	0,89	0,66	2,34E-11

ECM = Energy Corrected Milk, KEA = kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V..

Ergebnis zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes (KEA)

Bezüglich des kumulierten Energieaufwandes (KEA) liegen die Ergebnisse über alle Betriebsmodelle hinweg betrachtet innerhalb derselben Größenordnung. Den niedrigsten Wert weist mit knapp 4 MJ/kg-ECM-Milch das Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide_6000_4,1 auf, der höchste Wert findet sich mit etwa 12 MJ/kg ECM-Milch beim Betriebsmodell Ost_öko_7000_4,1. Dies entspricht einem etwa um den Faktor 3,1 höheren Indikatorwert.

Die wichtigsten Beiträge zum KEA stammen vom jeweils in den Betriebsmodellen eingesetzten Milchleistungsfutter. Das Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide_6000_4,1 setzt gar kein Milchleistungsfutter ein und hat demnach auch den geringsten KEA aller Betriebsmodelle.

Generell werden bei den ökologischen Betriebsmodellen bei der Fütterung geringere Mengen an Milchleistungsfutter eingesetzt. Zugleich ist der KEA des ökologischen Milchleistungsfutters pro kg Futter höher als der KEA des konventionellen Milchleistungsfutters. Das heißt der Effekt der absolut geringeren Menge an ökologischem Milchleistungsfutter wird durch den höheren spezifischen Energieaufwand bei der Bereitstellung mehr als kompensiert. So erklärt sich letztlich auch, warum das Betriebsmodell OST_öko_7000_4,1 den höchsten KEA-Wert hat. Die Relevanz der eingesetzten Menge an Milchleistungsfutter ist beim ökologischen Milchleistungsfutter besonders hoch und wirkt sich entsprechend deutlich auf das Ergebnis aus (vgl. auch Sensitivitätsanalyse in Abschnitt 5.4.2.)

Die Modelle der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle mit Weide haben generell die geringsten Mengen an Milchleistungsfutter und weisen dementsprechend in allen Regionen die niedrigsten KEA-Werte auf. Beim Vergleich der Betriebsmodelle mit und ohne Weidehaltung liegen die KEA-Werte für Betriebsmodelle mit Weidehaltung grundsätzlich unter den Werten der Betriebsmodelle. Auch hier ist wieder die geringere Menge an Milchleistungsfutter entscheidend. Unter dieser Voraussetzung wirkt sich die Annahme einer Weidehaltung grundsätzlich positiv auf das Ergebnis aus. Dieser Effekt zeigt sich besonders deutlich bei den Öko-Betriebsmodellen (vgl. Beitragsanalyse in Abschnitt 5.2.3).

Ergebnis zur Berechnung des Wasserverbrauchs (AWARE)

Die Ergebnisse beim wirkungsbasierten Wasserverbrauch bewegen sich innerhalb einer Bandbreite von 160 - 370 Liter Wasser / kg ECM-Milch. Wichtigster Einzelbeitrag ist jeweils der indirekte Wasserverbrauch im Zuge der Bereitstellung des Milchleistungsfutters. Daneben ist auch der direkte Wasserverbrauch in Form von Tränkwasser relevant (vgl. Abschnitt 5.3.2).

Auch beim Wasserbrauch liegen die Werte für die Betriebsmodelle mit Weidehaltung generell niedriger als für die Betrieb ohne Weidehaltung. Bei den Öko-Betriebsmodellen führt die Weidehaltung zu ca. 70 - 110 l niedrigeren spezifischen Wasserverbräuchen pro kg ECM-Milch, bei den konventionellen Betriebsmodellen um 20-90 l. Dieses Ergebnis ist vor allem auf den geringeren Bedarf an Milchleistungsfutter bei den Betriebsmodellen mit Weidehaltung zurückzuführen.

Eine ausführliche Erläuterung zum Ergebnis beim Wasserverbrauch ist der detaillierten Beitragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3.2) zu entnehmen.

Ergebnis zur Berechnung des Treibhausgaspotenzials (GWP)

Die Ergebnisse für den Wirkungsindikator Treibhausgaspotenzial liegen innerhalb einer Bandbreite von 1,22 - 1,64 kg CO2eq/ kg ECM Milch. Der geringste Wert errechnet sich für das Öko-Betriebsmodell mit Weidehaltung in der Region Mittelgebirge. Dieser entspricht etwa 74 % des Ergebniswertes des höchsten Wertes, der für das konventionelle Betriebsmodell ohne Weidegang in der Region Allgäu berechnet wurde. Zwischen dem höchsten und niedrigsten Wert liegt damit eine Spanne von ca. 26 %. Beim direkten Vergleich der konventionell und ökologisch

wirtschaftenden Betriebsmodelle ergeben sich nur vergleichsweise geringe Unterschiede, es zeigt sich jedoch, dass die Öko-Betriebsmodelle tendenziell etwas geringere Werte aufweisen. Die Ergebnisse zeigen, dass die ökologische Milchkuhhaltung bezogen auf die klimarelevanten Emissionen mit der konventionellen Milcherzeugung als mindestens gleichwertig, wenn nicht gar leicht vorteilhaft anzusehen ist. Wichtige Beiträge zum Gesamtergebnis gehen auf die direkten Emissionen der Milcherzeugung und auf die Bereitstellung des Futtermittels zurück, wie die ausführliche Darstellung im Rahmen der Beitragsanalyse zeigt (vgl. Abschnitt 5.3.1).

Die Betriebsmodelle mit Weidehaltung unterscheiden sich ebenfalls geringfügig von denen ohne Weidehaltung. So liegen die Treibhausgasemissionen für Betriebsmodelle mit Weidehaltung im generellen Trend etwas niedriger als für die Vergleichsvarianten ohne Weide.

Ergebnis zur Berechnung des Süßwasser-Eutrophierungspotenzials (FEP)

Die Ergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwassereutrophierung (FEP) liegen für alle hier betrachteten Betriebsmodelle innerhalb einer vergleichsweise geringen Bandbreite von 0,11 - 0,20 g P-e/kg ECM Milch.

Auch beim Süßwasser-Eutrophierungspotenzial weisen die Betriebsmodelle mit Weidehaltung eine grundsätzlich geringere Umweltbelastung auf als die Betriebsmodelle ohne Weidehaltung. Besonders deutlich zeigt sich dies bei den Öko-Betriebsmodellen.

Vergleicht man die konventionellen und ökologischen Betriebsmodelle ohne Weidehaltung, so ergeben sich folgende Ergebnisse. In den Regionen Allgäu und Ost hat der Öko-Betrieb jeweils ein um 10 % - 20 % geringeres Eutrophierungspotenzial. In den beiden übrigen Regionen Nord und Mittelgebirge ergeben sich für die Betriebsmodelle mit Weidegang keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit von der Wirtschaftsweise. Für eine detaillierte Diskussion der Beiträge zum Süßwasser-Eutrophierungspotenzial sei an dieser Stelle auf die ausführliche Beitragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3.3) verwiesen.

Im direkten Vergleich der Betriebsmodelle ohne Weidehaltung weisen die konventionellen Betriebsmodelle ein um etwa 10 % geringeres Süßwasser-Eutrophierungspotenzial auf.

Ergebnis zur Berechnung des terrestrischen Versauerungspotenzials (TAP)

Bezogen auf das terrestrische Versauerungspotenzial weisen die ökologischen Betriebsmodelle ohne Weidegang mit 10 – 11,6 g SO_2-e/kg ECM Milch die absolut gesehen höchsten Indikatorwerte auf. Grund hierfür sind wiederum die Beiträge aus der Bereitstellung des ökologischen Milchleistungsfutters. Das terrestrische Versauerungspotenzial der übrigen Betriebsmodelle liegt innerhalb einer Bandbreite von 6,3 - 9,1 g SO_2-e/kg ECM Milch.

Das terrestrische Versauerungspotenzial für die Betriebsmodelle mit Weidehaltung liegt grundsätzlich sowohl für die konventionellen als auch für die ökologischen Betriebsmodelle niedriger als bei den Vergleichsvarianten ohne Weidehaltung. Die Weidehaltung und hier insbesondere der generell geringere Bedarf an Milchleistungsfutter wirkt sich also aus Umweltsicht positiv aus.

Vergleicht man die konventionellen und die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle so fällt auf, dass die Öko-Betriebsmodelle in der Mehrzahl der Fälle ein etwas höheres terrestrisches Versauerungspotenzial aufweisen. Lediglich bei den Betriebsmodellen mit Weidehaltung in der Region Allgäu bestehen nur geringfügige Unterschiede. Die Ergebnisse sind hier wieder wesentlich vom hohen spezifischen Beitrag des ökologischen Milchleistungsfutters beeinflusst, wie die entsprechende Beitragsanalyse (vgl. 5.3.4) belegt.

Ergebnis zur Berechnung des Ökotoxizitätspotenzials für die Umweltkompartimente Süßwasser (F-ECOTOX) und Boden (T-ECOTOX)

Für die Wirkungsindikatoren Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX) und terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX) weisen die ökologischen Betriebsmodelle durchgehend niedrigere Indikatorergebnisse auf als die jeweiligen konventionellen Vergleichsvarianten. Die ökologische Wirtschaftsweise erweist sich hier also als vorteilhaft. Gleiches gilt für den Vergleich der Betriebsmodelle mit und ohne Weidehaltung, der generell deutliche Vorteile der Weidehaltung zeigt.

Bei den Betriebsmodellen ohne Weidegang ergeben sich für die ökologischen Betriebsmodelle im Vergleich um 19 - 38 % niedrigere Ergebnisse bei F-ECOTOX (19 - 42 % niedriger bei T-ECOTOX). Bei den Betriebsmodellen mit Weidegang fallen die Unterschiede mit 24 - 33 % niedrigeren Ergebnissen für die Öko-Betriebsmodelle ebenfalls deutlich aus (25 - 39 % bei T-ECOTOX).

Eine ausführliche Analyse der relevanten Modellierungsannahmen und Beiträge findet sich für das Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX) in Abschnitt 5.3.5 und für das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX) in Abschnitt 5.3.6.

Die für die vorliegende Studie berechneten absoluten Ergebniswerte zum Ökotoxizitätspotenzial liegen um mehrere Größenordnungen über den Werten in der Datenbank Agrybalyse (Colomb et al. 2015). Wie im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse gezeigt werden konnte, ist hierfür vor allem eine Aktualisierung der Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe ursächlich, bei der auch die Charakterisierungsfaktoren für die Ökotoxizität deutlich angepasst wurden (vgl. Abschnitt 5.4.5).

Ergebnis der Berechnung der Umweltwirkungen aus der Landnutzung (Land Use)

Betrachtet man die Ergebnisse für die Wirkungskategorie der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme (Land Use), so liegen diese innerhalb einer vergleichsweise großen Bandbreite von 0,02 - 0,99 m^2a Ernte-Äquivalente[33]. Die niedrigste Flächeninanspruchnahme hat der ökologisch wirtschaftende Betrieb mit Weidehaltung in der Region Allgäu. Die absolut höchsten Werte für die Flächeninanspruchnahme weisen die Öko-Betriebsmodelle ohne Weidehaltung in den übrigen drei Regionen auf. Grund hierfür sind die absolut gesehen geringeren Hektarerträge im ökologischen Landbau, die sich hier insbesondere bei der Bereitstellung des ökologischen Milchleistungsfutters auf das Ergebnis auswirken. So erklärt sich letztlich auch der geringe Wert für den ökologisch wirtschaftenden Betrieb mit Weidehaltung in der Region Allgäu, bei dem in der Futterration kein Kraftfutter gefüttert wird. (vgl. Beitragsanalyse in Abschnitt 5.3.7).

Weidehaltung führt generell in allen Betriebsmodellen dazu, dass diese Betriebssysteme eine geringere Flächeninanspruchnahme aufweisen als die Betriebssysteme ohne Weidehaltung. Während die Unterschiede bei den konventionellen Betriebsmodellen mit 6 - 7 % eher gering ausfallen, treten sie bei den ökologischen Betriebsmodellen mit etwa 33 % geringerer Landnutzung besonders deutlich hervor. Eine Ausnahme stellt wiederum die Region Allgäu dar, bei der der Ökobetrieb mit Weidehaltung nur 4 % der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme des Öko-Betriebsmodells ohne Weidehaltung aufweist.

In Bezug auf die Auswertung der Ergebnisse in der Wirkungskategorie ist einschränkend zu berücksichtigen, dass der gewählte Wirkungsindikator zur Landnutzung die Aufwendungen (Dieseleinsatz, Futteranbau, Düngung) auf den betriebseigenen Flächen in die Berechnung einbezieht, nicht jedoch die eigentliche Fläche. Dies bedeutet, dass die landwirtschaftliche

[33] Der Mid-Point Indikator für die Flächeninanspruchnahme wird in jährlichen Kulturpflanzenäquivalenten angegeben. Der Charakterisierungsfaktor basiert erstens auf dem relativen Artenverlust, der durch die Landnutzungsart verursacht wird, und zwar im Verhältnis zum relativen Artenverlust, der sich aus der jährlichen Kulturpflanzenproduktion insgesamt ergibt. Quelle ReciPe (2016)

Flächeninanspruchnahme in der vorliegenden Studie nur für das importierte Milchleistungsfutter berechnet wird, nicht jedoch für die betriebseigenen Anbauflächen für das Grundfutter.[34] Eine detaillierte Diskussion der Beiträge zur Wirkungskategorie Landnutzung ist in Abschnitt 5.3.7 dargestellt. Die sich ergebenden Einschränkungen bei der Auswertung der Ergebnisse dieser Wirkungskategorie werden in Kapitel 5.4.5 erörtert.

Ergebnis zur Berechnung des Humantoxizitätspotenzials (USEtox))

Die ökologischen Betriebsmodelle zeichnen sich durch ein deutlich niedrigeres Humantoxizitätspotenzial (USEtox, total) aus als die jeweiligen konventionellen Vergleichsvarianten. Es beträgt nur 7-14% des Wertes der konventionellen Betriebsmodelle.

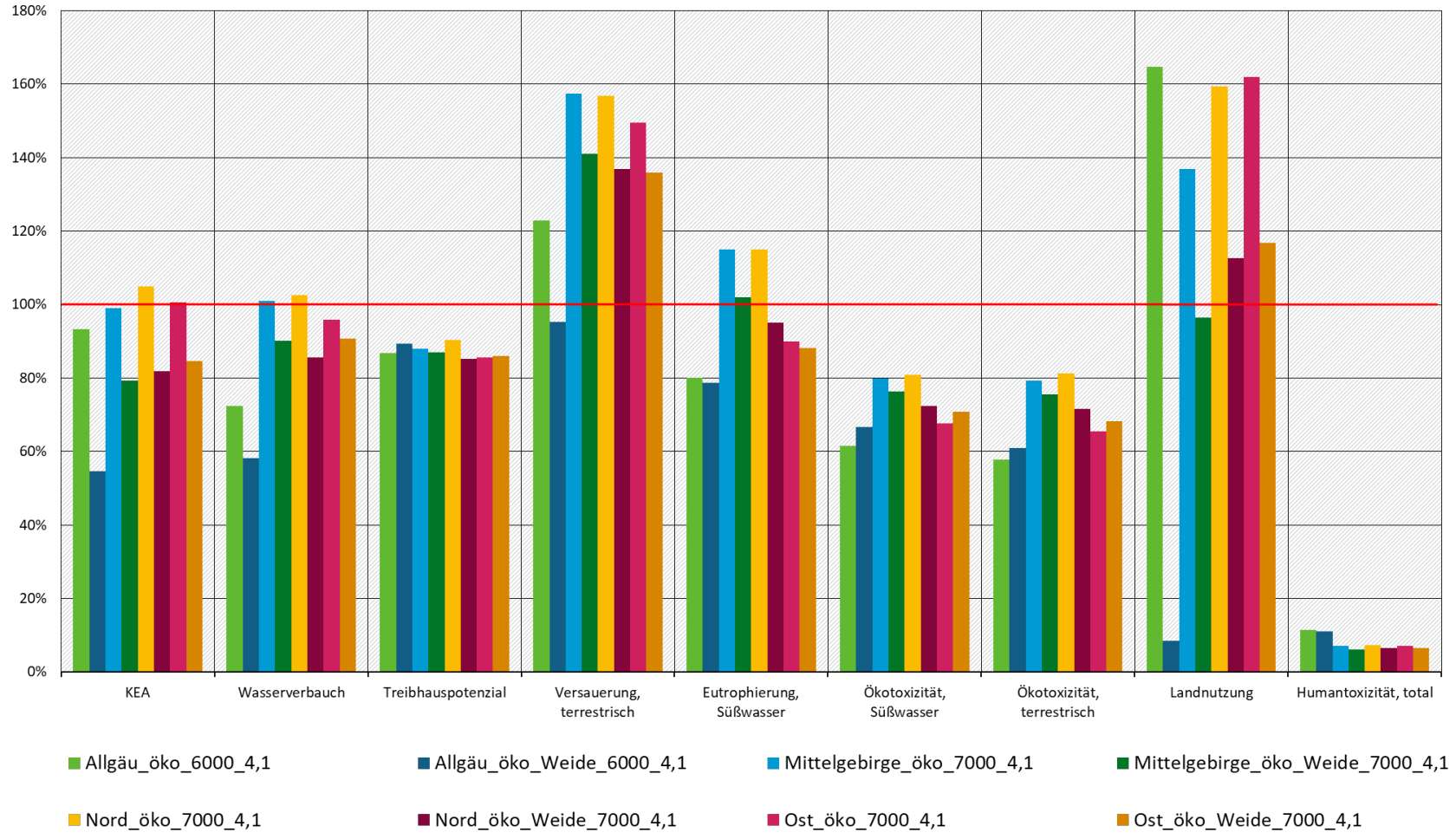
Der Vergleich der Betriebsmodelle mit und ohne Weidehaltung zeigt, dass die Weidehaltung sowohl bei den konventionellen als auch bei den Öko-Betriebsmodellen zu einem etwas geringerem Humantoxizitätspotenzial führt. Insgesamt sind die Ergebnisse hier jedoch nicht so signifikant wie zwischen dem direkten Vergleich konventioneller und ökologischer Produktion. Die hier bestehenden, deutlichen Unterschiede sind vor allem auf den Einsatz von Pestiziden und Mineraldünger in der Bereitstellung des konventionellen Milchleistungsfutters und des konventionellen Eigenfutteranbaus zurückzuführen.

Eine ausführliche Analyse der relevanten Modellierungsannahmen und Beiträge findet sich für das Humantoxizitätspotenzial (USEtox, total) in Abschnitt 5.3.8.

Eine Überblicksdarstellung der Gesamtergebnisse der ökologischen Betriebsmodelle im Vergleich zu den jeweiligen konventionellen Betriebsmodellen ist in Abbildung 7 gezeigt. Dabei wird das Ergebnis des konventionellen Betriebs jeweils auf 100 % normiert. Das Ergebnis des ökologischen Vergleichsbetriebs wird dementsprechend und als darauf bezogener, relativer Prozentwert dargestellt. Mit der gewählten Darstellung lässt sich ein Überblick über die relative Lage der Gesamtergebnisse in den jeweiligen Wirkungskategorien gewinnen. So wird zum Beispiel deutlich, bei welchen Wirkungskategorien die Öko-Betriebsmodelle Umweltvorteile aufweisen (Toxizitätsbezogene Indikatoren, Treibhausgaspotenzial), bei welchen sich höhere Indikatorwerte ergeben (terrestrische Versauerung, Landnutzung) und wo das Ergebnis je nach Betriebsmodell und Region unterschiedlich ausfällt (KEA, Wasserinanspruchnahme und Süßwasser-Eutrophierungspotenzial). Die Abbildung 7 stellt die Gesamtergebnisse dar. Die detaillierte Beitragsanalyse zu den einzelnen Ergebnissen ist nach Wirkungskategorien sortiert in Abschnitt 5.3 ausgeführt.

[34] Bei der Darstellung der Ergebnisse bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (vgl. Abschnitt 5.2.4) werden auch die betriebseigenen Flächen in die Berechnung einbezogen.

Abbildung 7: Darstellung der Gesamtergebnisse der acht ökologischen Betriebsmodelle* im Vergleich zu den jeweiligen konventionellen Betriebsmodellen*



KEA = Kumulierter Energieaufwand

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

5.2.2 Darstellung der Gesamtergebnisse pro kg ECM-Milch, nach der Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch

Im Rahmen der Milchproduktion fällt als wichtigstes Koppelprodukt auch das Fleisch der Altkühe, Bullenkälber und das Fleisch der überschüssigen Aufzuchtfärsen an. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird hierfür, wie in Abschnitt 4.5 dokumentiert, ein Faktor für die Allokation der Umweltbelastungen der Milchproduktion auf die beiden Produkte Milch und Fleisch berechnet. Die Ergebnisse pro kg Milch nach Allokation sind für alle betrachteten Betriebsmodelle und für alle ausgewerteten Wirkungsindikatoren in Tabelle 48 dargestellt.

Tabelle 48: Darstellung der Ergebnisse pro kg ECM-Milch, inkl. Allokation (Fleisch/Milch-Verhältnis nach IDF 2015); pro kg ECM Milch

Betriebsmodell	AF_{milk}	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eu-trophierung, Süßwasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität,terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizität, total (USEtox)
Kurzbezeichnung*	**[%]**	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[g SO_2 eq]**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	68%	6,30	0,25	1,12	5,5	0,14	11,0	1,12	0,22	7,9202E-11
Allgäu_Weide_7000_2,7	68%	4,87	0,19	1,01	4,5	0,10	7,9	0,77	0,17	5,9044E-11
Allgäu_öko_6000_4,1	63%	5,46	0,17	0,96	6,3	0,10	6,3	0,60	0,34	9,1231E-12
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	63%	2,47	0,10	0,90	4,0	0,07	4,9	0,44	0,01	6,4745E-12
Mittelgebirge_8500_2,7	76%	8,75	0,24	1,03	5,5	0,11	9,3	0,89	0,53	1,2225E-10
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	76%	7,97	0,21	0,98	4,8	0,11	8,1	0,75	0,50	1,1107E-10
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	73%	8,32	0,23	0,95	8,3	0,13	7,1	0,68	0,70	8,6382E-12
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	73%	6,07	0,18	0,89	6,4	0,10	6,0	0,54	0,46	6,7897E-12
Nord_8500_2,7	76%	8,27	0,24	1,01	5,5	0,11	9,4	0,89	0,46	1,2218E-10
Nord_Weide_8500_2,7	76%	7,90	0,22	1,02	4,9	0,11	9,1	0,85	0,42	1,1306E-10
Nord_öko_7000_4,1	73%	8,33	0,23	0,95	8,3	0,13	7,3	0,69	0,70	8,8192E-12
Nord_öko_Weide_7000_4,1	73%	6,21	0,18	0,90	6,5	0,10	6,3	0,58	0,46	7,2733E-12
Ost_8500_2,7	76%	9,18	0,28	1,10	5,9	0,15	12,4	1,21	0,46	1,2706E-10
Ost_Weide_8500_2,7	76%	8,30	0,24	1,04	5,1	0,13	10,4	0,99	0,43	1,1534E-10
Ost_öko_7000_4,1	73%	8,86	0,26	0,98	8,5	0,13	8,0	0,76	0,72	1,7477E-11
Ost_öko_Weide_7000_4,1	73%	6,74	0,21	0,93	6,6	0,11	7,0	0,65	0,48	1,5904E-11

ECM = Energy Corrected Milk, AF_{milk} = Allokationsfaktor für Milch, KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts,

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle. eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wird ein Allokationsfaktor für die beiden wesentlichen Produkte Milch und Fleisch berücksichtigt, führt dies zu grundsätzlich niedrigeren Absolutwerten bezogen auf die Milch als festgelegte funktionelle Einheit. Dies ergibt sich als logische Folge daraus, dass die Aufwendungen des Gesamtprozesses nun nicht mehr der Milchproduktion allein zugerechnet werden, sondern auf die beiden Hauptprodukte Fleisch und Milch aufgeteilt werden.

Außerdem kann festgehalten werden, dass dieser Effekt bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen etwas größer ist. Grund hierfür ist, wie bereits in Abschnitt 4.4.4 dargestellt, dass in den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen pro kg ECM-Milch geringfügig mehr Fleisch erzeugt wird. Bei der Berechnung des Allokationsfaktors für die Koppelprodukte von Milch und Fleisch führt die Mehrerzeugung von Fleisch pro kg ECM-Milch in den ökologischen Betriebsmodellen dazu, dass der ökologischen Milchproduktion ein um 3 - 5 % geringerer Anteil der insgesamt bilanzierten Umweltauswirkungen zugerechnet wird. Daraus folgt, dass dem Produkt Milch in den ökologischen Betriebsmodellen ein etwas geringerer Anteil der Umweltwirkungen des Gesamtsystems aus Milch- und Fleischerzeugung zugerechnet wird (siehe Prozentwerte in Spalte $AF_{_milk}$ in Tabelle 48).

Der Allokationsfaktor ist einerseits abhängig von der erzeugten Milchmenge, andererseits von der erzeugten Menge Fleisch. Für die Berechnung des spezifischen Allokationsfaktors ist vor allem die bei den ökologischen Betriebsmodellen geringere Milchleistung von Bedeutung, da hier anteilig gesehen mehr Umweltbelastungen auf das Koppelprodukt Fleisch zugerechnet werden. Entsprechend ergeben sich in Hinblick auf die Gesamtergebnisse die nachfolgend dargestellten Änderungen im Vergleich zu den Ergebnissen ohne Allokation.

Ergebnis zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes (KEA)

Bezüglich des kumulierten Energieaufwandes (KEA) weist das Öko-Betriebsmodell mit Weidhaltung in der Region Allgäu mit knapp 2,5 MJ / kg-ECM-Milch auch nach Allokation den niedrigsten Wert auf. Der höchste Wert findet sich mit etwas mehr als 9 MJ/kg ECM-Milch beim konventionell wirtschaftenden Betrieb ohne Weidehaltung in der Region Ost.

Durch die Allokation auf Milch und Fleisch erhöhen sich die Unterschiede bei den Ergebnissen der einzelnen Betriebsmodelle. Wie bereits bei den Ergebnissen vor Allokation, liegen die KEA-Werte der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle mit Weide für alle Regionen am niedrigsten. Ebenso bestätigt sich, dass die Annahme einer Weidehaltung zu einem geringeren kumulierten Energieaufwand pro kg ECM-Milch führt. Besonders deutlich zeigt sich dies beim direkten Vergleich der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle mit und ohne Weidegang.

Ergebnis zur Berechnung des Treibhausgaspotenzials (GWP)

Auch bei den Treibhausgasemissionen führt die Berücksichtigung eines Allokationsfaktors zu geringeren Absolutwerten. Mit 890 – 1120 g CO_2eq. pro kg ECM liegt das Treibhausgaspotenzial um 310 - 580g CO_2eq niedriger als vor der Allokation auf Milch und Fleisch.

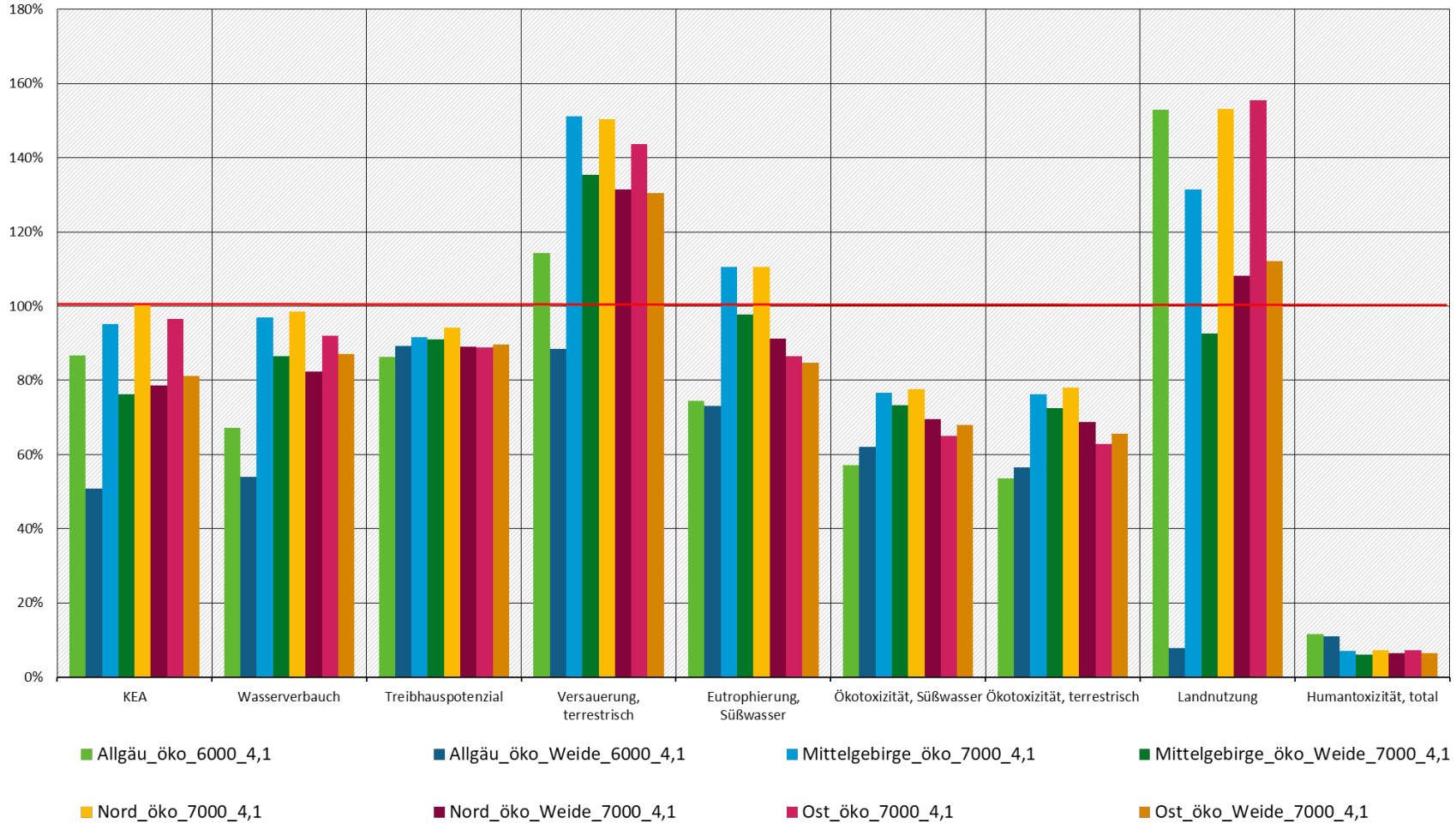
Die Treibhausgasemissionen der Öko-Betriebsmodelle liegen in allen Regionen auch nach Allokation um 3 - 11 % niedriger als die THG Emissionen der konventionellen Betriebsmodelle. Mit dieser Bandbreite liegen die Ergebnisse unterhalb bzw. an der Grenze eines als signifikant anzusehenden Unterschiedes. Es kann aber festgehalten werden, dass die Ergebnisse der Öko-Betriebsmodelle nicht signifikant höher als die der konventionellen Vergleichsbetriebsmodelle sind.

Auch zeigt sich, dass die Betriebsmodelle mit Weidehaltung ein geringfügig niedrigeres Treibhausgasemissionspotenzial aufweisen. Es ist jedoch festzuhalten, dass die Unterschiede zwischen Betriebsmodellen mit und ohne Weidehaltung nicht oder allenfalls schwach signifikant sind.

Für die übrigen Wirkungskategorien kann zusammenfassend festgestellt werden, dass die Berücksichtigung eines Allokationsfaktors für die gekoppelte Produktion von Milch und Fleisch die Unterschiede der Einzelergebnisse vergrößert. Die übergeordneten Befunde aus der Ergebnisdarstellung ohne Allokation werden jedoch bestätigt.

Analog zur Überblicksdarstellung der Gesamtergebnisse ohne Alloaktion zeigt Abbildung 8 das Ergebnis der ökologischen Betriebsmodelle im Vergleich zu den jeweiligen konventionellen Betriebsmodellen inklusive der Allokation auf die Produkte Milch und Fleisch.

Abbildung 8: Gesamtergebnisse der ökologischen im Vergleich zu den konventionellen Betriebsmodellen*, nach Allokation, nach Wirkungskategorien



KEA = Kumulierter Energieaufwand

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

In Tabelle 49 ist ein direkter Vergleich der konventionellen und ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle für die verschiedenen Regionen dargestellt. Die Ergebnisse für die konventionellen Betriebsmodelle wurden dabei jeweils auf 100 % normiert. Die Werte der ökologischen Vergleichsvariante beziehen sich jeweils auf die darüberstehenden Ergebnisse des konventionellen Betriebsmodells.

Dazu ein Lesebeispiel: Der Öko-Betrieb ohne Weidehaltung in der Region Allgäu weist einen um 6 % niedrigeren kumulierten Energieaufwand auf als das konventionelle Betriebsmodell derselben Region. Der Betrieb mit Weidehaltung hat einen um 39 % niedrigeren KEA-Wert als die entsprechende Vergleichsvariante mit konventioneller Wirtschaftsweise.

Tabelle 49: Vergleich der Ergebnisse pro kg ECM-Milch inkl. Allokation; Werte für konventionell normiert auf 100 %

Betriebsmodell	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Humantoxi-zität, total (USEtox)
Kurzbezeichnung*	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[kg SO_2 eq]**	**[kg P eq]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq}**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allgäu_öko_6000_4,1	94%	80%	89%	117%	79%	63%	58%	163%	26%
Allgäu_Weide_7000_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	61%	70%	94%	92%	80%	70%	63%	21%	30%
Mittelgebirge_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	100%	108%	96%	154%	115%	83%	81%	135%	14%
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	81%	99%	96%	138%	103%	80%	79%	97%	14%
Nord_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Nord_öko_7000_4,1	106%	110%	97%	153%	115%	84%	83%	157%	14%
Nord_Weide_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Nord_öko_Weide_7000_4,1	84%	94%	93%	134%	96%	76%	74%	113%	14%
Ost_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ost_öko_7000_4,1	97%	92%	89%	144%	86%	65%	63%	155%	14%
Ost_Weide_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ost_öko_Weide_7000_4,1	81%	87%	90%	130%	85%	68%	66%	112%	14%

ECM = Energy Corrected Milk, KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Ergänzend zum in Tabelle 49 dargestellten Vergleich nach konventionellen und ökologischen Betriebsmodellen ist in Tabelle 50 ein Vergleich der Betriebsmodelle mit und ohne Weidehaltung dargestellt.

Tabelle 50: Vergleich der Ergebnisse pro kg ECM-Milch inkl. Allokation; Werte für „ohne Weidehaltung" normiert auf 100%

Betriebsmodell	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süßwas-ser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxi-zität, total (USEtox)
Kurzbezeichnung*	**[MJ]**	**[m³]**	**[kg CO_2eq]**	**[kg SO_2 eq]**	**[kg P eq}**	**[kg 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DC]B**	**[m²a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allgäu_Weide_7000_2,7	77%	75%	90%	82%	70%	71%	69%	77%	75%
Allgäu_öko_6000_4,1	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	50%	67%	95%	64%	71%	79%	75%	10%	87%
Mittelgebirge_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	91%	88%	95%	87%	93%	87%	84%	94%	91%
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	74%	81%	95%	78%	83%	85%	81%	67%	89%
Nord_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Nord_Weide_8500_2,7	96%	95%	101%	90%	100%	97%	96%	93%	93%
Nord_öko_7000_4,1	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Nord_öko_Weide_7000_4,1	76%	82%	96%	79%	83%	88%	85%	67%	91%
Ost_8500_2,7	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ost_Weide_8500_2,7	90%	86%	95%	86%	85%	84%	82%	93%	91%
Ost_öko_7000_4,1	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ost_öko_Weide_7000_4,1	76%	82%	96%	79%	83%	88%	85%	67%	91%

ECM = Energy Corrected Milk, KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko" und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide".

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Der in Tabelle 50 dargestellte Vergleich der Betriebsmodelle gleicher Wirtschaftsweise mit und ohne Weidehaltung zeigt, dass die Annahme eines Weidegangs in der überwiegenden Mehrheit der Wirkungsindikatoren zu deutlich geringeren Umweltwirkungen führt. Lediglich beim Treibhausgaspotenzial ergeben sich durch die Annahme eines Weidegangs nur geringfügig bessere Ergebnisse (-1 % - 10 %).

5.2.3 Darstellung der Gesamtergebnisse pro € marktfähiges Produkt, ohne Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch

Wie bereits in Abschnitt 3.2.3 diskutiert, kommen für die produktbezogene ökobilanzielle Bewertung von Milchproduktionssystemen verschiedene Bezugsgrößen als funktionelle Einheit in Betracht. Die Festlegung der funktionellen Einheit kann einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. In Hinblick auf das Ziel der Studie, den Einfluss methodischer und konzeptioneller Festlegungen auf die Bilanzergebnisse transparent zu machen, werden daher nachfolgend die Ergebnisse auf die ökonomische Bezugsgröße „pro € marktfähigem Produkt“ dargestellt.

Einschränkend sei an dieser Stelle darauf verwiesen, dass der Bezug der Ergebnisse auf einen Geldwert als funktionelle Einheit über die Bildung von Marktpreisen bereits eine inhärente Gewichtung enthält. Hierbei ist eine Vielzahl von Faktoren, wie etwa die Erzeugungskosten bei den landwirtschaftlichen Betrieben, die aktuelle Marktlage oder aber auch die Möglichkeit, bestimmte Produkte zu höheren Preisen im Handel anbieten zu können, relevant. Bei der Bewertung der im folgenden dargestellten Ergebnisse ist diese inhärente Gewichtung daher mit zu berücksichtigen.

Um die Ergebnisse auf diese ökonomische Bezugsgröße beziehen zu können, werden zunächst für jedes Betriebsmodell die Gesamterlöse aus dem Verkauf von Milch und Fleisch berechnet. Es handelt sich hierbei also um die Erzeugerpreise, die der Landwirt oder die Landwirtin bei den Molkereien und den Schlachthöfen für seine Produkte erlösen kann und nicht um den Preis, den Kunden an der Ladentheke bzw. im Lebensmitteleinzelhandel bezahlen. Die Berechnung der Erlöse auf Grundlage der Erzeugerpreise steht im Einklang mit der gewählten Systemgrenze bis zum Hoftor des Milcherzeugungsbetriebs.

Bei der Berechnung werden die Erlöse aus dem Verkauf der beiden Hauptprodukte Milch und Fleisch addiert. Es besteht keine Notwendigkeit zur Allokation der Umweltbelastungen. Die Ergebnisse pro € marktfähiges Produkt werden dementsprechend auf die Wirkungsabschätzungsergebnisse ohne Allokation (vgl. Abschnitt 5.2.1) bezogen.

Für die Berechnung der Erlöse aus dem Verkauf von Rindfleisch wurden die in Tabelle 51 aufgeführten Preise für die Schlachtkörper herangezogen. Diese beruhen auf Preisfeststellungen für Schlachtrinder in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen, die wöchentlich von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum (LEL) in Schwäbisch-Gmünd veröffentlicht werden[35]. Die Preise für Kälber, Färsen und Kühe werden aus den Auktionsergebnissen der Kälber- und Zuchtviehauktionen in Rheinland-Pfalz und Hessen erhoben, die regelmäßig im landwirtschaftlichen Wochenblatt – Hessenbauer veröffentlicht werden[36]. Die Milchannahmepreise für konventionell und ökologisch erzeugte Milch orientieren sich an den

[35] https://lel.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Unsere+Themen/Amtliche+Preisfeststellung+fuer+Schlachtvieh+_1_+FlGDV_

[36] Entwicklung der Kuhmilchpreise und -mengen in Deutschland: https://www.bzl-datenzentrum.de/tierhaltung/milch/kuhmilchpreise-und-mengen-grafik/; zuletzt abgerufen am 31.10.2019

Preismeldungen der Bundesanstalt für Ernährung BLE.[37] Bei allen Preisen handelt es sich um die Mittelwerte der letzten drei Jahre.

Tabelle 51: Grundlage der Berechnung der Erlöse aus der Fleischerzeugung

Bezeichnung	Erzeugerpreis
	[€/kg Schlachtkörper]
Fleckvieh, Altkuh, konventionell	2,98
Fleckvieh, Altkuh, ökologisch	3,43
SB-HF, Altkuh, konventionell	2,64
SB-HF, Altkuh, ökologisch	3,03
Fleckvieh, Färse, Schlachtkörper, Handelsklasse R, konventionell	3,63
Fleckvieh, Färse, Schlachtkörper, Handelsklasse R, ökologisch	4,54
SB-HF, Färse, Schlachtkörper, Handelsklasse O, konventionell	2,91
SB-HF, Färse, Schlachtkörper, Handelsklasse O, ökologisch	3,64
	[€/Tier]
Fleckvieh, männliche Kälber, 45 kg, konventionell	232
Fleckvieh, männliche Kälber, 45 kg, ökologisch	255
Fleckvieh, weibliche Kälber, 43 kg, konventionell	127
SB-HF, männliche Kälber, 43 kg, konventionell	85
SB-HF, männliche Kälber, 43 kg, ökologisch	94
	[€/Tier]
Milch 4,1 % Fett, 3,4 % Eiweiß, konventionell	0,32
Milch 4,1 % Fett, 3,4 % Eiweiß, ökologisch	0,51

SB-HF = Schwarzbunt – Holstein-Friesian, Handelsklasse R = Fleischigkeitsklasse R des Schlachtköpers nach der Verordnung über gesetzliche Handelsklassen und Kategorien für Rinderschlachtkörper (Rinderschlachtkörper-Handelsklassenverordnung - RindHKlV) , Handelsklasse O = Fleischigkeitsklasse O des Schlachtköpers (siehe oben)
Quelle: eigene Erhebungen und Berechnungen, verändert nach KTBL (2018),

Basierend auf den in Tabelle 51 dokumentierten Erzeugerpreisen wurden die Gesamterlöse aus dem Verkauf der Milch, der männlichen Kälber, der nicht zur Remontierung benötigten Färsen und der Altkühe berechnet (Tabelle 52).

[37] Entwicklung der Kuhmilchpreise und -mengen in Deutschland: https://www.bzl-datenzentrum.de/tierhaltung/milch/kuh-milchpreise-und-mengen-grafik/; zuletzt abgerufen am 31.10.2019

Tabelle 52: Berechnung der Gesamterlöse (Milch + Fleisch) pro Betrieb und Jahr

Kurzbezeichnung*	Erlös Färsen	Erlös Altkuh	Erlös Bullen-kälber	Erlös Milch	Gesamterlös
Allgäu_7000_2,7	3.789 €	16.957 €	14.113 €	89.600 €	124.459 €
Allgäu_Weide_7000_2,7	3.789 €	16.957 €	14.113 €	89.600 €	124.459 €
Allgäu_öko_6000_4,1	12.673 €	12.853 €	15.513 €	121.920 €	162.958 €
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	12.673 €	12.853 €	15.513 €	121.920 €	162.958 €
Mittelgebirge_8500_2,7	7.922 €	29.955 €	12.626 €	272.000 €	322.503 €
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	7.922 €	29.955 €	12.626 €	272.000 €	322.503 €
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	20.991 €	22.640 €	13.963 €	355.600 €	413.195 €
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	20.991 €	22.640 €	13.963 €	355.600 €	413.195 €
Nord_8500_2,7	9.407 €	35.946 €	14.881 €	326.400 €	386.634 €
Nord_Weide_8500_2,7	9.407 €	35.946 €	14.881 €	326.400 €	386.634 €
Nord_öko_7000_4,1	24.927 €	27.168 €	16.457 €	426.720 €	495.272 €
Nord_öko_Weide_7000_4,1	24.927 €	27.168 €	16.457 €	426.720 €	495.272 €
Ost_8500_2,7	39.313 €	149.774 €	62.230 €	1.360.000 €	1.611.317 €
Ost_Weide_8500_2,7	39.313 €	149.774 €	62.230 €	1.360.000 €	1.611.317 €
Ost_öko_7000_4,1	104.168 €	113.202 €	68.819 €	1.778.000 €	2.064.190 €
Ost_öko_Weide_7000_4,1	104.168 €	113.202 €	68.819 €	1.778.000 €	2.064.190 €

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Die Ergebnisse, bezogen auf die funktionelle Einheit „pro € marktfähiges Produkt“, sind für alle betrachteten Betriebsmodelle und für alle ausgewerteten Wirkungsindikatoren in Tabelle 53 dargestellt.

Tabelle 53: Darstellung der Ergebnisse pro € marktfähiges Produkt, ohne Allokation

Betriebsmodell	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhausgas-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizität, total (U-SEtox)
Kurzbezeichnung*	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[g SO_2 eq]**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	20,84	0,83	3,69	18,20	0,45	36,5	3,70	0,74	2,62E-10
Allgäu_Weide_7000_2,7	16,12	0,63	3,33	14,90	0,31	26,0	2,55	0,57	1,95E-10
Allgäu_öko_6000_4,1	12,73	0,39	2,25	14,70	0,24	14,7	1,40	0,80	1,98E-11
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	5,76	0,24	2,10	9,30	0,16	11,4	1,01	0,03	1,40E-11
Mittelgebirge_8500_2,7	30,42	0,84	3,59	19,10	0,40	32,4	3,08	1,86	4,74E-10
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	27,71	0,74	3,40	16,50	0,37	28,3	2,60	1,74	4,31E-10
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	19,36	0,54	2,20	19,30	0,29	16,6	1,57	1,63	2,15E-11
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	14,13	0,43	2,07	15,00	0,24	13,9	1,26	1,08	1,69E-11
Nord_8500_2,7	28,75	0,82	3,50	19,10	0,40	32,5	3,09	1,58	4,74E-10
Nord_Weide_8500_2,7	27,48	0,78	3,53	17,10	0,40	31,5	2,95	1,48	4,39E-10
Nord_öko_7000_4,1	19,39	0,54	2,21	19,30	0,29	16,9	1,61	1,62	2,20E-11
Nord_öko_Weide_7000_4,1	14,47	0,43	2,11	15,10	0,24	14,7	1,36	1,07	1,81E-11
Ost_8500_2,7	31,91	0,98	3,82	20,50	0,53	43,0	4,20	1,60	4,93E-10
Ost_Weide_8500_2,7	28,85	0,84	3,62	17,70	0,45	36,0	3,44	1,49	4,47E-10
Ost_öko_7000_4,1	20,64	0,60	2,27	19,70	0,31	18,7	1,77	1,67	4,36E-11
Ost_öko_Weide_7000_4,1	15,69	0,49	2,17	15,50	0,25	16,4	1,51	1,12	3,97E-11

KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Die in Tabelle 53 dargestellten Gesamtergebnisse pro € marktfähigem Produkt, weisen für die überwiegende Mehrzahl der hier betrachteten Wirkungsindikatoren einen mitunter deutlichen Umweltvorteil der ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Vergleichsvarianten auf. Daraus folgt, dass die Erlöse in der konventionellen Produktion pro € marktfähigem Produkt mit höheren Umweltbelastungen verbunden sind als die Erlöse von Betriebsmodellen mit ökologischer Wirtschaftsweise.

Betriebsmodelle mit Weidehaltung weisen erlösbezogen grundsätzlich geringere Umweltbelastungen auf als die jeweiligen Vergleichsbetriebsmodelle ohne Weidehaltung. Dies gilt für alle Wirkungskategorien und sowohl für die konventionellen Betriebsmodelle als auch für die Betriebsmodelle mit ökologischer Wirtschaftsweise. Die in Tabelle 53 dargestellten Ergebnisse pro € marktfähigem Produkt zeigen, dass sich die Weidehaltung positiv auf die Umweltintensität der Produktion von Milch und Fleisch auswirkt.

Vergleicht man die Ergebnisse pro € markfähigem Produkt mit den Ergebnissen pro kg ECM-Milch, so fällt auf, dass sich, je nach betrachteter Wirkungskategorie der Vorteil der ökologischen Produkte gegenüber den konventionellen vergrößert (z.B. KEA, Wasserverbrauch, GWP, FEP, F-ECOTOX und T-ECOOTOX). Auch beim Versauerungspotenzial (AP) liegen die Indikatorergebnisse für die ökologischen Betriebsmodelle nun schwach signifikant niedriger oder vergleichbar mit den konventionellen Betriebsmodellen.

Das deutlich bessere Gesamtergebnis der ökologischen Betriebsmodelle ist eindeutig auf die höheren Erzeugerpreise für ökologische Milch sowie in geringerem Umfang auf die höheren Erzeugerpreise für ökologisches Rindfleisch zurückzuführen. Zudem ist zu beachten, dass bei der geldwertbezogenen funktionellen Einheit pro € marktfähiges Produkt alle Erlöse zusammengerechnet werden.

5.2.4 Darstellung der Gesamtergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau

Im Rahmen dieser Untersuchung wird die für die Milcherzeugung in Anspruch genommen Fläche als eine potenzielle Umweltwirkung behandelt. (vgl. Tabelle 5 in Abschnitt 3.2.7). Dementsprechend wird für die Flächeninanspruchnahme eines Betriebsmodells ein Ergebnis berechnet. Dieses Ergebnis stellt einen Äquivalenzwert dar, bei dem verschiedene Formen der Flächeninanspruchnahme (z.B. Belegung einer Fläche für den Anbau von Mais, Fläche für Infrastruktur und Transporte, Fläche für den Anbau von energetisch genutzter Biomasse im Strommix) zusammengefasst werden.

Bei der folgenden Berechnung der Ergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau wird ein anderer Aspekt der Flächenbelegung adressiert. Hier geht es darum zu erfassen, wie intensiv die Bewirtschaftung der Fläche in den Betriebsmodellen ist. Hierbei werden die Bilanzierungsergebnisse der einzelnen Betriebsmodelle durch die zur Futtermittelbereitstellung benötigten Flächen dividiert. Dazu werden die für die Betriebsmodelle sowohl die betriebseigenen Flächen für den Eigenfutteranbau (Grundfutter) und die Weidehaltung, die erforderlichen Flächen zur Ausbringung des Wirtschaftsdüngers, als auch die Flächeninanspruchnahme für zugekauftes Futter (Milchleistungsfutter, Mineralfutter) berücksichtigt.

Für den Eigenfutterfutteranbau und die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers wird die minimal notwendige Flächenausstattung der Betriebe berechnet. Hierbei werden die Betriebsgröße, die Anzahl der Tiere, die Berechnung des Energie- und Futterbedarfs (vgl. Abschnitt 4.2.1) und die jeweils in den Regionen erzielbaren Hektarerträge berücksichtigt.

Für die Berechnung der benötigten Flächen für den Anbau des Zukauffutters wurden die Hektarerträge der verschiedenen Futtermittelkomponenten ermittelt. Hierbei werden jeweils spezi-

fische Hektarerträge für die konventionelle und ökologische Produktion berücksichtigt. Der Flächenbedarf für konventionelles Zukauffutter liegt demnach bei 0,158 ha pro Tonne (vgl. Tabelle 54). Der Flächenbedarf für ökologisches Zukauffutter beträgt 0,433 ha pro Tonne und liegt damit etwa um den Faktor 2,7 höher (vgl. Tabelle 55).

Tabelle 54: Berechnung des Flächenbedarfs für konventionelles Zukauffutter

Bezeichnung Futtermittelkomponente	Anteil an der Ration in %	Hektarerträge [in t/ha*a]	ha/Tonne Zukauffutter	Quelle
Weizen, Futterweizen	20	7,57	0,026	ecoinvent 3.5
Gerste	17,5	7,50	0,023	ecoinvent 3.5
Körnermais	20	9,28	0,022	statista
Melasse-Schnitzel[38]	15	3,50	0,043	statista
Sojaextraktionsschrot[39]	15	2,41	0,062	ecoinvent 3.5
Rapskuchen[40]	10	1,86	0,054	statista und econivent 3.5
Mineralfutter	2,5	n.b.		n.b.
Zukauffutter konventionell	**100**		**0,230**	

t = Tonne, ha = Hektar, a = Jahr, n.b. = nicht berücksichtigt

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Tabelle 55: Berechnung des Flächenbedarfs für Zukauffutter für ökologisch wirtschaftende Betriebe

Bezeichnung Futtermittelkomponente	Anteil an der Ration in %	Hektarerträge [in t/ha*a]	ha/Tonne Zukauffutter	Quelle
Erbsen	30	3,04	0,099	ecoinvent 3.5
Rapskuchen	20	1,25	0,1595	ecoinvent 3.5
Rotklee-, Kleegraskobs	5	0,40	0,125	ecoinvent 3.5
Weizen, Futterweizen	45	4,07	0,111	ecoinvent 3.5
Zukauffutter ökologisch	**100**		**0,494**	

t = Tonne, ha = Hektar, a = Jahr

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Aus der Berechnung der minimal notwendigen Flächen für den Eigenfutteranbau sowie der Berechnung des Flächenbedarfs für Zukauffutter wird für jedes Betriebsmodell die insgesamt benötigte Gesamtfläche berechnet (vgl. Tabelle 56).

[38] Ökonomische Allokation auf Molasse (5,4 % des Zuckerrübenanbaus).

[39] Angabe entsprechend des bei der Modellierung des Datensatzes berücksichtigten ecoinvent Datensatzes „market for soybean feed APOS, GLO“, zusätzlich ökonomische Allokation auf Sojaöl (34,7 %) und Sojaschrot (65,3 %) auf Basis von Renner, Klöpffer (2005).

[40] Angabe auf Basis der verwendeten Datensätze (ecoinvent) „rape oil“ und „rape meal“. Hiernach werden bei der Rapsölproduktion ausgehend von insgesamt 2.62 kg Raps 1 kg Rapsöl und 1.62 kg Rapskuchen hergestellt (das entspricht einem Auspressgrad von circa 38 % für das Öl bzw. einem Anteil an Rapskuchen von 62 %).

Tabelle 56: Benötigte Gesamtfläche für den Futtermittelanbau

Kurzbezeichnung*	Fläche Eigenfut-teranbau [in ha]	Fläche Zukauffutter [in ha]	Summe Fläche [in ha]
Allgäu_7000_2,7	36	12	48
Allgäu_Weide_7000_2,7	28	11	39
Allgäu_öko_6000_4,1	73	23	96
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	47	5	52
Mittelgebirge_8500_2,7	85	72	157
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	68	67	135
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	172	107	279
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	104	75	179
Nord_8500_2,7	88	86	174
Nord_Weide_8500_2,7	95	81	176
Nord_öko_7000_4,1	223	128	351
Nord_öko_Weide_7000_4,1	145	90	235
Ost_8500_2,7	607	358	965
Ost_Weide_8500_2,7	495	336	831
Ost_öko_7000_4,1	1171	535	1706
Ost_öko_Weide_7000_4,1	805	373	1178

ha = Hektar, a = Jahr

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Tabelle 57: Ergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau, ohne Allokation

Betriebsmodell	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhausgas-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süßwas-ser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizi-tät, total (USE-tox)
Kurzbezeichnung*	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[kg SO_2 eq]**	**[kg P eq]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	54.200	2.200	9.600	47	1,17	95	9.600	1.920	6,81E-07
Allgäu_Weide_7000_2,7	51.800	2.000	10.700	48	1,01	84	8.200	1.840	6,28E-07
Allgäu_öko_6000_4,1	21.600	700	3.800	25	0,40	25	2.400	1.350	3,35E-08
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	17.900	700	6.500	29	0,51	35	3.200	100	4,37E-08
Mittelgebirge_8500_2,7	62.700	1.700	7.400	39	0,81	67	6.400	3.820	9,76E-07
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	66.100	1.800	8.100	39	0,88	67	6.200	4.140	1,03E-06
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	28.700	800	3.300	29	0,43	25	2.300	2.420	3,19E-08
Mittelge-birge_öko_Weide_7000_4,1	32.700	1.000	4.800	35	0,56	32	2.900	2.490	3,91E-08
Nord_8500_2,7	64.000	1.800	7.800	43	0,88	72	6.900	3.520	1,05E-06
Nord_Weide_8500_2,7	60.500	1.700	7.800	38	0,87	69	6.500	3.250	9,66E-07
Nord_öko_7000_4,1	27.300	800	3.100	27	0,41	24	2.300	2.290	3,10E-08
Nord_öko_Weide_7000_4,1	30.600	900	4.400	32	0,51	31	2.900	2.260	3,83E-08
Ost_8500_2,7	53.300	1.600	6.400	34	0,88	72	7.000	2.680	8,23E-07
Ost_Weide_8500_2,7	55.900	1.600	7.000	34	0,87	70	6.700	2.880	8,68E-07
Ost_öko_7000_4,1	25.000	700	2.700	24	0,37	23	2.100	2.020	2,74E-08
Ost_öko_Weide_7000_4,1	27.500	900	3.800	27	0,45	29	2.600	1.960	3,28E-08

KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Die in Tabelle 57 dargestellten Gesamtergebnisse pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche weisen ebenfalls einen deutlichen Umweltvorteil der ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betrieben auf. Hier ergibt sich der Umweltvorteil für alle im Rahmen dieses Vorhabens betrachteten Wirkungskategorien und für alle betrachteten Regionen.

Der Umweltvorteil der ökologischen Betriebsmodelle ist hier auf die größere Anbaufläche zurückzuführen, die aufgrund niedrigerer Hektarerträge bei der ökologischen Eigenfutterproduktion benötigt wird. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle eine insgesamt höhere Flächenausstattung aufweisen. Für die hier dargestellten Ergebnisse werden die Umweltauswirkungen entsprechend auch auf eine größere Fläche verteilt (vgl. Abschnitt 4.2.2.).

Zudem ist zu beachten, dass bei der flächenbezogenen Bezugsgröße pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche, anders als bei der Berechnung der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzfläche, neben der Flächenbelegung durch den Anbau des zugekauften Milchleistungsfutters auch die betriebseigenen Flächen für den Eigenfutteranbau berücksichtigt werden konnten. Hier sind auch die Grünlandflächen berücksichtigt.

5.3 Beitragsanalyse

Die Beitragsanalyse stellt die Ergebnisse nach den jeweils wesentlichen beitragenden Prozessen entlang des Lebenswegs dar. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Beitragsanalyse jeweils gesondert für die einzelnen betrachteten Wirkungskategorien gezeigt. Dabei werden die Ergebnisse der 16 im Basisszenario ausgewerteten Betriebsmodelle einander vergleichend gegenübergestellt.

Dies erlaubt Quervergleiche einzelner Beiträge und zwischen den Betriebsmodellen. Zudem ist es möglich auch übergeordnete Vergleiche zum Einfluss verschiedener methodischer und modelltechnischer Festlegungen, wie beispielsweise die Wirtschaftsweise de Betriebsmodelle anzustellen.

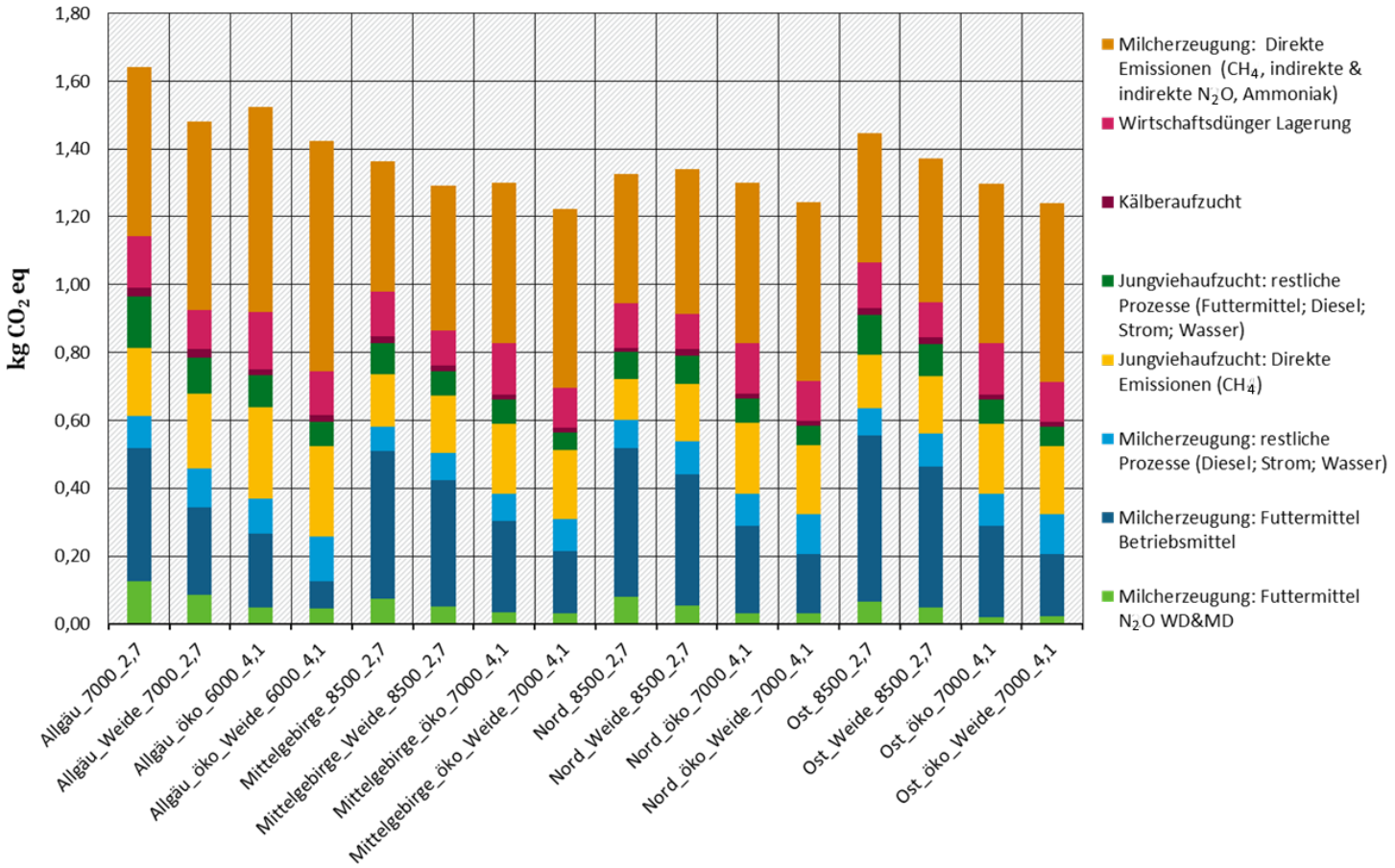
Die Darstellung in den folgenden Abschnitten enthält die Ergebnisse bezogen auf 1 kg ECM-Milch, jeweils vor Allokation auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch.

5.3.1 Beiträge zum Treibhausgaspotenzial (GWP)

In Abbildung 9 sind für alle 16 Betriebsmodelle die jeweiligen Einzelbeiträge zum Gesamtergebnis des Wirkungsindikators GWP dargestellt (vgl. Tabelle 47)

.

Abbildung 9: Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial



WD = Wirtschaftsdünger, MD = Mineraldünger, ind. = indirekte, restl. = restliche

1.) Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“

2.) In dem Beitrag „Milcherzeugung Futtermittel Betriebsmittel“ sind alle Inputfaktoren zusammengefasst, die im Zusammenhang mit den für die Milcherzeugung benötigten Futtermitteln stehen, z.B. Saatgut für den Eigenfuttermittelanbau, Einsatz von weiteren Betriebsmitteln für den Eigenfuttermittelanbau, zugekauftes Kraftfutter, etc. enthalten ist. In dem Beitrag „Milcherzeugung N2O WD & MD“ sind die direkten N2O-Emissionen, die sich aus dem Eigenfuttermittelanbau ergeben, wenn Wirtschaftsdünger gelagert und /oder Mineraldünger auf die Felder ausgebracht wird.

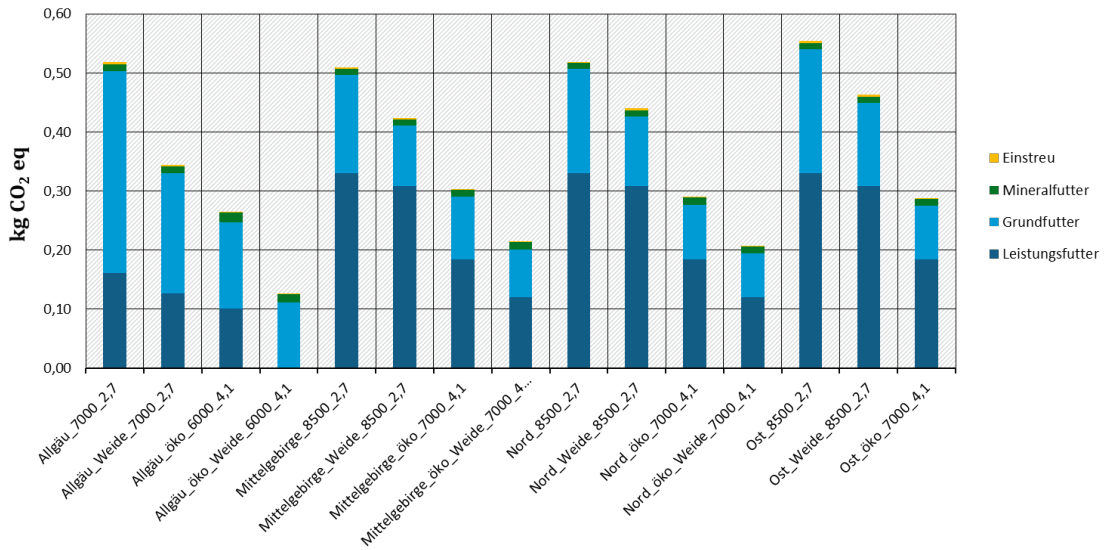
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Abbildung 9 hervorgeht, sind die direkten Emissionen der Milcherzeugung für alle 16 Betriebsmodelle von hoher Relevanz. Sie tragen je nach Betrieb mit 26 - 46 % zum Gesamtergebnis bei. Bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen gehen 26 - 37 % auf die direkten Emissionen zurück. Bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen sind die anteiligen Beiträge der direkten Emissionen noch etwas höher (35 -46 %). Die direkten Emissionen aus der Milcherzeugung sind damit bei den Öko-Betriebsmodellen im Vergleich etwas höher als bei den jeweiligen konventionellen Betriebsmodellen. Dies ist vor allem auf die in den Öko-Betriebsmodellen pro Kuh niedrigere Milchleistung zurückzuführen. Zum Erhalt ihres Stoffwechsels haben die Tiere einen festen, von der Milchleistung unabhängigen Grundumsatz, der über das Futter gedeckt werden muss. Bei vergleichbarem Grundumsatz im Rahmen des Stoffwechsels der Milchkühe wirkt sich hier die geringere Milchleistung pro Kuh auf das Ergebnis aus.

Unter den direkten Emissionen der Milcherzeugung werden bei den Betriebsmodellen mit Weidegang auch die auf der Weide anfallenden Treibhausgasemissionen (Verdauung, Exkremente auf Weide) erfasst. Während dadurch die direkten Emissionen für Betriebsmodelle mit Weidehaltung einen etwas größeren Beitrag verursachen, ist der Beitrag aus Emissionen durch Lagerung des Wirtschaftsdüngers für diese Betriebsmodelle geringer. Insgesamt tragen die Emissionen im Zuge der Wirtschaftsdüngerlagerung mit 7 - 11 % zum Treibhausgaspotenzial bei. Direkte und indirekte Lachgasemissionen bei der Ausbringung des Wirtschaftsdünger für den Futtermittelanbau tragen je nach Betrieb 2 - 8 % zum Treibhaupotenzial bei.

Die Beiträge aus der Futtermittelbereitstellung für die Milchkühe betragen bei den konventionellen Betriebsmodellen 18 - 34 %, bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen sind es 6 - 20 %. Die Beiträge aus der Futtermittelbereitstellung sind bei den Öko-Betriebsmodellen also niedriger als bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen. Eine detaillierte Aufschlüsselung der Beiträge verschiedener Futtermittelkomponenten bei der Fütterung der Milchkühe findet sich in Abbildung 10.

Abbildung 10: Beiträge einzelner Futtermittekomponenten zum Treibhausgaspotenzial der Milcherzeugung, pro kg Milch ohne Allokation



Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Abbildung 10 hervorgeht, trägt insbesondere der bei den konventionellen Betriebsmodellen höhere Bedarf an Leistungsfutter zum Treibhausgaspotenzial bei. Das Leistungsfutter besteht wiederum aus mehreren Komponenten. Als wichtigster Einzelbeitrag beim Milchleistungsfutter erweist sich die bei den konventionellen Betriebsmodellen eingesetzte Sojakomponente. Dies gilt für alle Betriebsmodelle in den Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost. In der Region Allgäu wird eine stärker auf Grundfutter basierte Futterration berücksichtigt. Hier wird in den konventionellen Betriebsmodellen zwar ebenfalls Soja eingesetzt, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß als in den übrigen Regionen. Dementsprechend dominiert hier die konventionelle Grundfutterproduktion (Wiese, Grassilage) das Ergebnis.

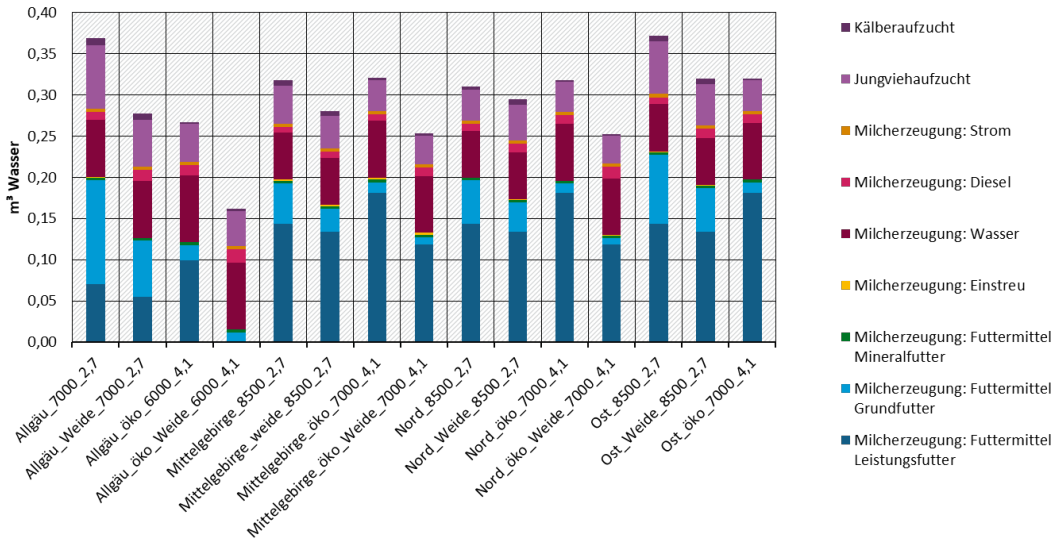
Mit Ausnahme des konventionellen Betriebs ohne Weidehaltung in der Region Allgäu sind die Unterschiede bei den Beiträgen aus dem Grundfutter vergleichsweise gering. Bei dem Allgäu Betriebsmodell wird ein großer Anteil der Futterenergie über das Grundfutter bereitgestellt. Entsprechend reduziert sind bei diesem Betriebsmodell die Anteile an Milchleistungsfutter. Das Mineralfutter und die Beiträge der hier ebenfalls miterfassten Einstreu sind von geringer Bedeutung. Besonders deutlich wird hingegen aus Abbildung 10 auch der Effekt des Milchleistungsfutters. So weist das Öko-Betriebsmodell mit Weide der Region Allgäu, bei dem kein Milchleistungsfutter eingesetzt wird, die insgesamt geringsten Treibhausgasemissionen aus der Futtermittelbereitstellung auf.

Die Beiträge aus der Grundfutterbereitstellung sind bei den Betriebsmodellen ohne Weidehaltung tendenziell größer als bei den Betriebsmodellen mit Weidehaltung. Dies zeigt sich besonders deutlich bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen und beruht darauf, dass für die auf der Weide aufgenommene Nahrung (konkret: Wiesengras) keine Betriebsaufwendungen, (z.B. Dieselverbrauch) berücksichtigt werden müssen

5.3.2 Beiträge zur wirkungsbasierten Wasserinanspruchnahme

In Abbildung 11 sind für alle 16 Betriebsmodelle die jeweiligen Beiträge zum Wasserverbrauch dargestellt.

Abbildung 11: Beiträge einzelner Prozesse zum Wasserverbrauch pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die größten Einzelbeiträge zum Wasserverbrauch stellen für die Mehrzahl der Betriebsmodelle die Verbräuche im Zuge der Erzeugung und Bereitstellung des Milchleistungsfutters dar. Mit relativen Beiträgen von 39 -48 % dominiert das Milchleistungsfutter das Gesamtergebnis bei den konventionellen Betriebsmodellen. Bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen sind die Beiträge aus dem Milchleistungsfutter mit 41 - 51 % sogar noch etwas größer.

Lediglich für die Region Allgäu ergeben sich hier Abweichungen. Sowohl bei den konventionellen als auch vor allem auch bei den ökologischen Betriebsmodellen wird nur vergleichsweise wenig zugekauftes Milchleistungsfutter eingesetzt.

Die in Hinblick auf den Wasserverbrauch wichtigsten Einzelkomponenten des konventionellen Milchleistungsfutters sind Raps, Weizen, Gerste und Melasse. Beim ökologischen Milchleistungsfutter dominiert jeweils der eingesetzte Weizen das Ergebnis.

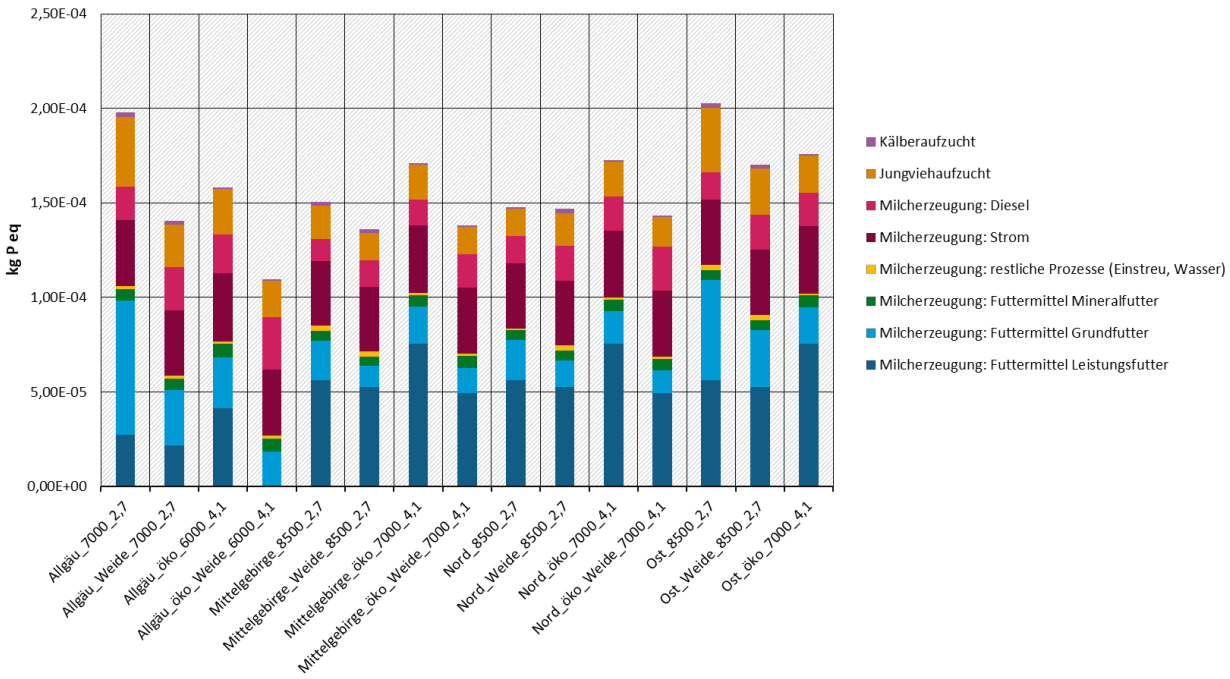
Vergleichsweise geringe Unterschiede ergeben sich bei dem direkten Wasserverbrauch in Form von Trinkwasser, wobei die spezifischen Verbräuche pro kg ECM-Milch bei den ökologischen Betriebsmodellen leicht höher liegen als bei den konventionellen Betriebsmodellen. Auch hier wirkt sich wiederum die im Vergleich zur konventionellen Produktion geringere Milchleistung in den Öko-Betriebsmodellen aus.

Die Beiträge aus den übrigen Prozessen sind gering bzw. weisen nur vergleichsweise geringfügige Unterschiede auf. Für den hier im Fokus stehenden Vergleich konventioneller und ökologischer Milcherzeugungssysteme mit und ohne Weidehaltung sind diese Prozesse von eher nachrangiger Bedeutung.

5.3.3 Beiträge zum Süßwasser-Eutrophierungspotenzial

In Abbildung 12 sind für alle 16 Betriebsmodelle die jeweiligen Einzelbeiträge zum Gesamtergebnis des Wirkungsindikators Süßwasser-Eutrophierungspotenzial dargestellt.

Abbildung 12: Darstellung der Beiträge einzelner Prozesse zum Süßwasser-Eutrophierungspotenzial (FEP)



P-eq = Phosphor Äquivalente;
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Für die Ergebnisse beim Wirkungsindikator Frischwasser-Eutrophierungspotenzial ist die Bereitstellung des Futters für die Milchkühe relevant. Fasst man die Teilbeiträge aus Milchleistungsfutter, Grundfutter und Mineralfutter zusammen, so summieren sich diese auf 41 -55 % des Süßwasser-Eutrophierungspotenzials. Ein deutlich niedrigerer Beitrag des Futters am Süßwasser-Eutrophierungspotenzials errechnet sich für das Öko-Betriebsmodell mit Weidehaltung in der Region Allgäu (21 %). Hier wirkt sich der geringe Bedarf an Milchleistungsfutter positiv auf das Ergebnis aus.

Die zur Milcherzeugung eingesetzten Energieträger Strom (ca. 17 - 29 %) und Diesel (8-23 %) sind sowohl bei den eingesetzten Energieträgern Strom und Diesel als auch bei der Futtermittelbereitstellung jeweils Phosphatemissionen aus der Nutzung der jeweiligen Energieträger (Diesel, Strom) die wesentlichen Treiber des Wirkungsindikatorergebnisses.

Die Unterschiede zwischen den betrachteten Betriebsmodellen beim Eutrophierungspotenzial werden ebenfalls wesentlich von den Beiträgen aus der Futtermittelbereitstellung beeinflusst.

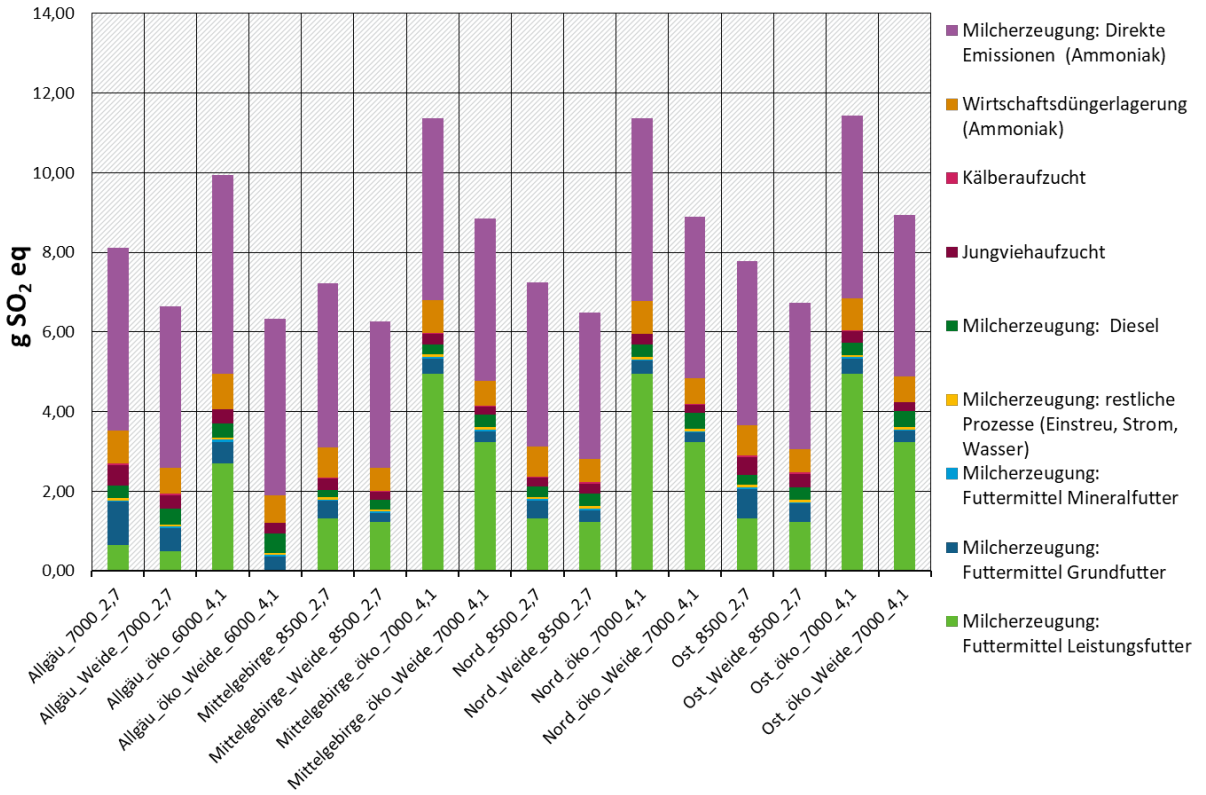
Vergleicht man die Öko-Betriebsmodelle der verschiedenen Regionen, so weisen jeweils die Betriebsmodelle der Region Allgäu die niedrigsten Werte für das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial auf. Grund hierfür ist der geringere Anteil an Milchleistungsfutter. Beim Öko-Betriebsmodell Allgäu mit Weide wird sogar ganz auf zugekauftes Milchleistungsfutter verzichtet. Die Betriebsmodelle der übrigen Regionen weisen etwas höhere Werte für das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial auf. Insgesamt zeigt sich, dass die Öko-Betriebsmodelle mit Weidehaltung ein geringeres Eutrophierungspotenzial aufweisen als die Öko-Betriebsmodelle ohne Weidehaltung. Auch hier wirkt sich insbesondere der Düngemittelbedarf beim Anbau des ökologischen Milchleistungsfutters aus, von dem bei den Betriebsmodellen ohne Weidegang mehr benötigt wird.

Auch die Jungviehaufzucht, bzw. die darin enthaltenen Prozesse der Futtermittelbereitstellung, ist für die Gesamtergebnisse des Wirkungsindikators Süßwasser-Eutrophierungspotenzial relevant. Obwohl für die Jungvieh- und Kälberaufzucht für alle 16 Betriebsmodelle sehr ähnliche Standardverfahren definiert wurden, ergeben sich Unterschiede in der Futtergrundlage. Während zum Beispiel in der konventionellen Kälberaufzucht Milchaustauscher zum Einsatz kommen, werden die Kälber in den Öko-Betriebsmodellen mit Muttermilch aufgezogen (vgl. Abschnitt 4.1.).

5.3.4 Beiträge zum terrestrischen Versauerungspotenzial (TAP)

Die Einzelbeiträge verschiedener Prozesse zum Wirkungsindikator terrestrisches Versauerungspotenzial sind für alle 16 Betriebsmodelle in Abbildung 13 dargestellt.

Abbildung 13: Darstellung der Beiträge zum terrestrischen Versauerungspotenzial TAP, pro kg-ECM-Milch, ohne Allokation



SO_2-eq = Schwefeldioxid Äquivalente, restl. = restliche, ECM = Energy Corrected Milk
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die direkten Emissionen der Milchkühe tragen bei allen Betriebsmodellen mit etwa 4 g SO_2-Äquivalenten pro kg ECM zum terrestrischen Versauerungspotenzial bei. Je nach Betriebsmodell entspricht dies zwischen 40 - 67 % des Gesamtergebnisses.

Die Unterschiede im terrestrischen Versauerungspotenzial zwischen den ökologischen und konventionellen Betriebsmodellen sind durch die Unterschiede im Einsatz des Milchleistungsfutter bedingt. Mit Ausnahme des Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide zeichnen sich die ökologischen Betriebsmodelle durch ein höheres terrestrisches Versauerungspotenzial aus. Obwohl bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen absolut gesehen mehr Milchleistungsfutter pro kg ECM-Milch eingesetzt wird, ergeben sich für die Öko-Betriebsmodelle höhere Beiträge des Milchleistungsfutters zum terrestrischen Versauerungspotenzial. Auf Basis der berücksichtigten Datengrundlage hat das ökologische Milchleistungsfutter ein höheres terrestrisches Versauerungspotenzial als das konventionelle Milchleistungsfutter. Eine Detailanalyse zeigt, dass hierfür vor allem der Weizen- und Rapsanbau und insbesondere die geringeren Hektarerträge im ökologischen Landbau ursächlich sind. Da in den ökologischen Betriebsmodellen mit Weidehaltung weniger Milchleistungsfutter eingesetzt wird, zeichnen sich diese durch ein geringeres terrestrisches Versauerungspotenzial aus als die ökologischen Betriebsmodelle ohne Weidehaltung.

Ebenfalls relevant sind die im Zuge der Verbrennung der eingesetzten Energieträger entstehenden NO_x- und Schwefeldioxidemissionen (3 - 7 % Beitrag zum Gesamtergebnis) und die Ammoniakemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung, die jeweils mit 7 - 10 % zum terrestrischen Versauerungspotenzial beitragen.

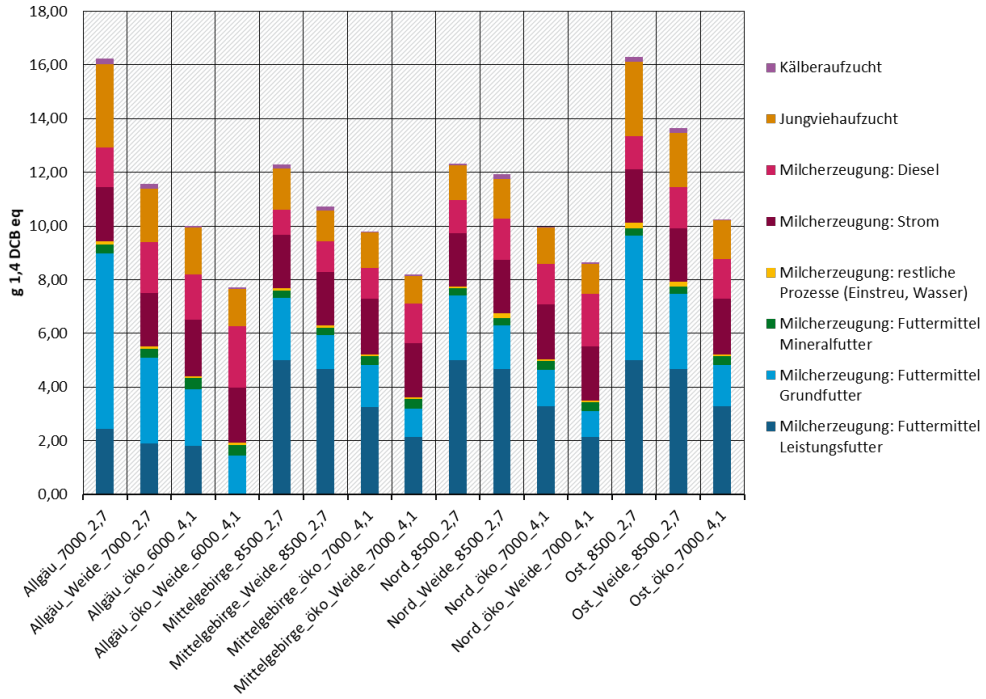
5.3.5 Beiträge zum Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX)

In Abschnitt 5.1 sind bereits die Einschränkungen erläutert worden, die im Hinblick auf die Erfassung der ökotoxikologischen Umweltauswirkungen vorgenommen werden müssen. So konnten energetische und stoffliche Aufwendungen zur Herstellung von chemischen Pflanzenschutzmitteln berücksichtig werden. Die ohne Zweifel ebenfalls relevanten ökotoxikologischen Wechselwirkungen im Zuge der Ausbringung von chemischen Pflanzenschutzmitteln beim Futteranbau konnten nicht berücksichtigt werden, da die erforderlichen Informationen und Daten nicht verfügbar sind.

Insbesondere für die konventionell wirtschaftenden Betriebsmodelle, bei denen sowohl chemische Pflanzenschutzmittel als auch betriebsfremde, mineralische Düngermittel eingesetzt werden, stellen die nachfolgend genannten Beiträge eine untere Abschätzung der tatsächlich auftretenden Beiträge zum Ökotoxizitätspotenzial dar.

Abbildung 14 stellt diejenigen Einzelbeiträge zum Gesamtergebnis des Wirkungsindikators Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial dar, die anhand der verfügbaren Datenbasis berücksichtigt werden konnten.

Abbildung 14: Beiträge einzelner Prozesse zum Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation



ECM = Energy Corrected Milk, 1,4-DCB-eq = 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalente

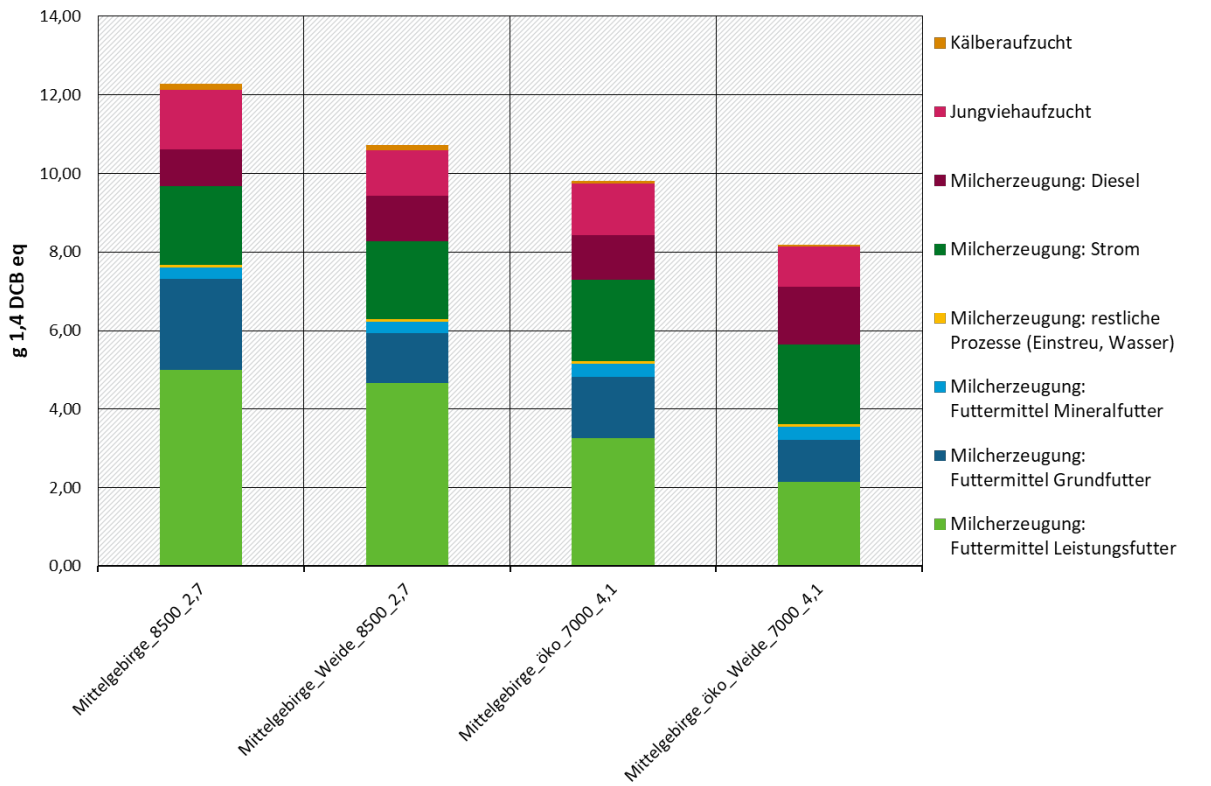
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Der Quervergleich über alle Betriebsmodelle zeigt, dass die konventionellen Betriebsmodelle jeweils größere Indikatorergebnisse für das Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial aufweisen als die jeweiligen ökologischen Vergleichsvarianten. Einmal mehr erweist sich das bei den konventionellen Betriebsmodellen in größerem Umfang eingesetzte Milchleistungsfutter als ergebnisrelevant. Die Unterschiede beim Gesamtergebnis resultieren für den Wirkungsindikator Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial nahezu vollständig aus den höheren spezifischen Beiträgen aus der Futterbereitstellung bei den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen. Hauptursache sind dabei Schwermetallemissionen (v.a. Zink, Kupfer, Vanadium, Nickel und Chrom VI), die durch die Verbrennung der eingesetzten Energieträger bzw. im Zuge des industriellen Herstellungsprozess der chemischen Pflanzenschutzmittel entstehen.

In Abbildung 15 sind die exemplarisch für alle Betriebsmodelle ausgewählten Ergebnisse der Region Mittelgebirge dargestellt. Hieraus geht hervor, dass das spezifische Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial beim konventionellen Betriebsmodell ohne Weidehaltung mit gut 12 g 1,4 DCB-Äquivalenten am höchsten ist. Das konventionelle Betriebsmodell mit Weidehaltung und das ökologische Betriebsmodell ohne Weidehaltung liegen mit 10,7 g 1,4 DCB-Äquivalenten in etwa auf gleichem Niveau. Das geringste Ökotoxizitätspotenzial errechnet sich mit knapp unter 9g 1,4 DCB-Äquivalenten für ökologische Betriebsmodell mit Weidehaltung.

Abbildung 15: Darstellung der Beiträge einzelner Prozesse zum terrestrischen-Ökotoxizitätspotenzial (F-ECOTOX), pro kg-ECM-Milch, ohne Allokation

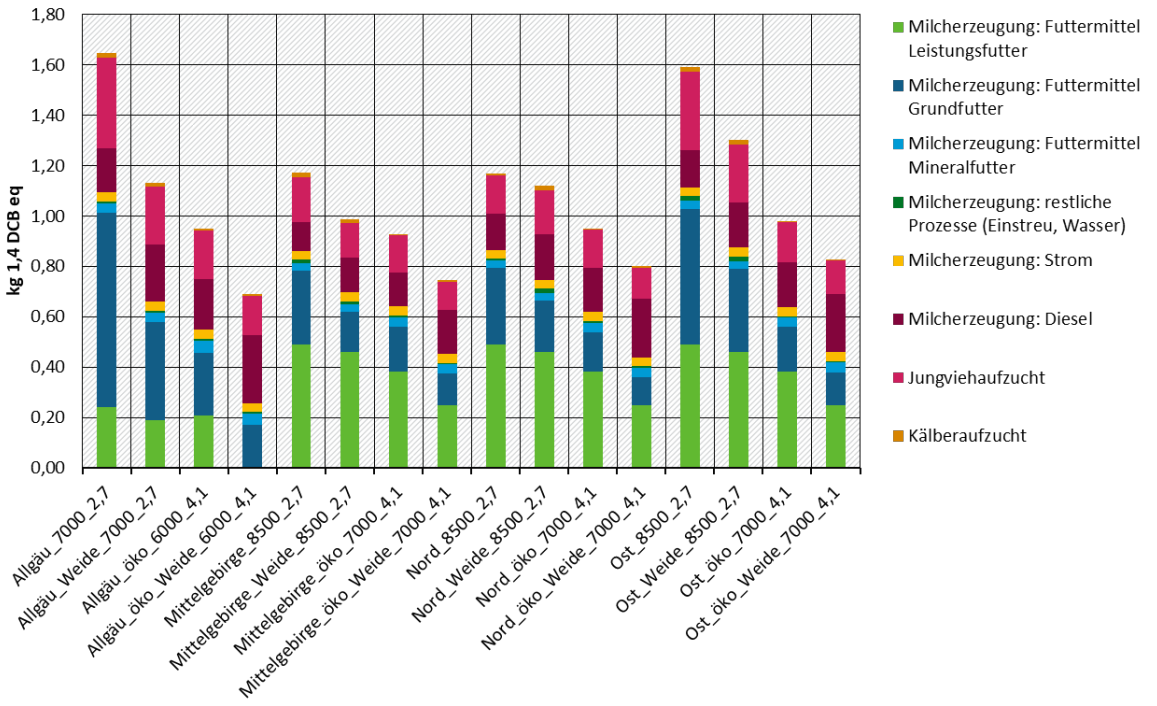


ECM = Energy Corrected Milk, 1,4-DCB-eq = 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalente
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

5.3.6 Beiträge zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX)

Die Beiträge zum Ergebnis beim Wirkungsindikator des terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials sind in Abbildung 16 dargestellt.

Abbildung 16: Beiträge einzelner Prozesse zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial (T-ECOTOX) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation



ECM = Energy Corrected Milk, 1,4-DCB-eq = 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalente, restl. = restliche
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Bezogen auf die Beiträge zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial ergibt sich ein sehr ähnliches Bild, wie beim Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (vergleiche Abschnitt 5.3.5). Auch hier sind vor allem Schwermetallemissionen (Kupfer, Zink, Vanadium, Nickel) aus der Bereitstellung des Milchleistungsfutter und des Diesels für die Landmaschinen entscheidend für das Ergebnis. Wiederum dominieren die Bereitstellung des Futters bzw. die damit einhergehenden Emissionen das Indikatorergebnis bei allen Betriebsmodellen. Die ökologischen Betriebsmodelle weisen, wie auch schon beim Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial schwach signifikant niedrigere Ergebnisse auf. Sie sind dementsprechend aus ökotoxikologischer Sicht als vorteilhaft gegenüber den konventionellen Betriebsmodellen anzusehen.

Außerdem zeigt Abbildung 16, dass die Weidehaltung sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodellen zu einem geringeren terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial führt.

Vergleich man die Ergebnisse innerhalb einer Region, so ist festzuhalten, dass das konventionelle Betriebsmodell ohne Weidehaltung das höchste terrestrische Ökotoxizitätspotenzial hat. Es folgen in absteigender das konventionelle Betriebsmodell mit Weidehaltung, das ökologische Betriebsmodell ohne Weidehaltung und das ökologische Betriebsmodell mit Weidehaltung.

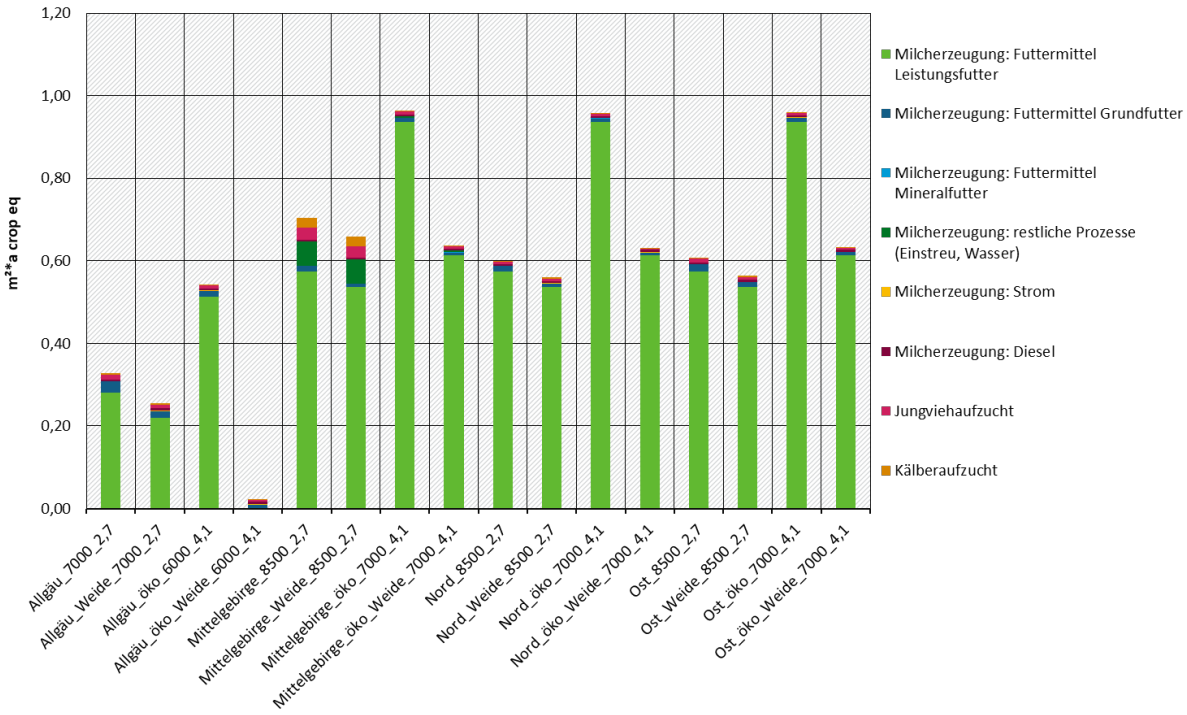
5.3.7 Beiträge zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU)

Im Rahmen dieser Untersuchung wird die für die Milcherzeugung in Anspruch genommene Fläche als eine potenzielle Umweltwirkung behandelt. (vgl. Tabelle 5, in Abschnitt 3.2.7). Dementsprechend wird für die Flächeninanspruchnahme eines Betriebsmodells ein Ergebnis berechnet. Dieses Ergebnis stellt einen Äquivalentwert (Einheit: m^2*a Ernte-Äquivalente) dar, bei dem verschiedene Formen der Flächeninanspruchnahme (z.B. Belegung einer Fläche für den Anbau von Mais, Fläche für Infrastruktur und Transporte, Fläche für an Anbau von energetisch genutzter Biomasse im Strommix) zusammengefasst werden.

Wichtig ist an dieser Stelle der Hinweis, dass die Grundfutterbereitstellung (inkl. Mais) in der vorliegenden Studie keine Flächeninanspruchnahme berücksichtigt werden konnte, weil keine entsprechenden Charakterisierungsfaktoren hierfür verfügbar sind. In die Berechnung gehen jedoch die bei der Bereitstellung des Grundfutters auf der Fläche ausgebrachten Hilfs- und Betriebsstoffe (z. B. Saatgut, Diesel, Dünger) mit ein. Dies gilt analog auch für die weitere Umweltwirkungen, die mit der Ausbringung dieser Hilfs- und Betriebsstoffe verbunden sind. Dennoch sind die in dieser Studie ausgewiesenen Flächenbedarfe für das Grundfutter unterschätzt. Dies gilt sowohl für konventionelle als auch für ökologische Betriebsmodelle.

Die Beiträge zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen sind in Abbildung 17 dargestellt.

Abbildung 17: Ergebnisse der Berechnung zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU), ohne Grünladnutzung, pro kg ECM-Milch, ohne Allokation



Anmerkung: Bei den hier ausgewiesenen Flächen handelt es sich um auf Basis der Einheit m^2*a Ernte-Äquivalente gewichtete Berechnung der Flächeninanspruchnahme; ECM = Energy Corrected Milk, restl. = restliche, m^2*a croq eq = Ernte Äquivalente

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die Bandbreite der Ergebnisse bei der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen ist vergleichsweise groß und beträgt 0,06 -1 m^2*a Ernte-Äquivalente. Das Öko-Betriebsmodell Allgäu mit Weidehaltung zeichnet sich durch einen extrem niedrigen Wert für die Flächeninanspruchnahme aus. Dieser erklärt sich dadurch, dass in diesem Betriebsmodell kein Milchleistungsfutter eingesetzt wird und die Grünlandflächen nicht einbezogen werden konnten. Das Ergebnis bei der landwirtschaftlichen Flächennutzung wird bei den anderen Betriebssystemen von der Bereitstellung des Milchleistungsfutters (81 - 96 %) dominiert.

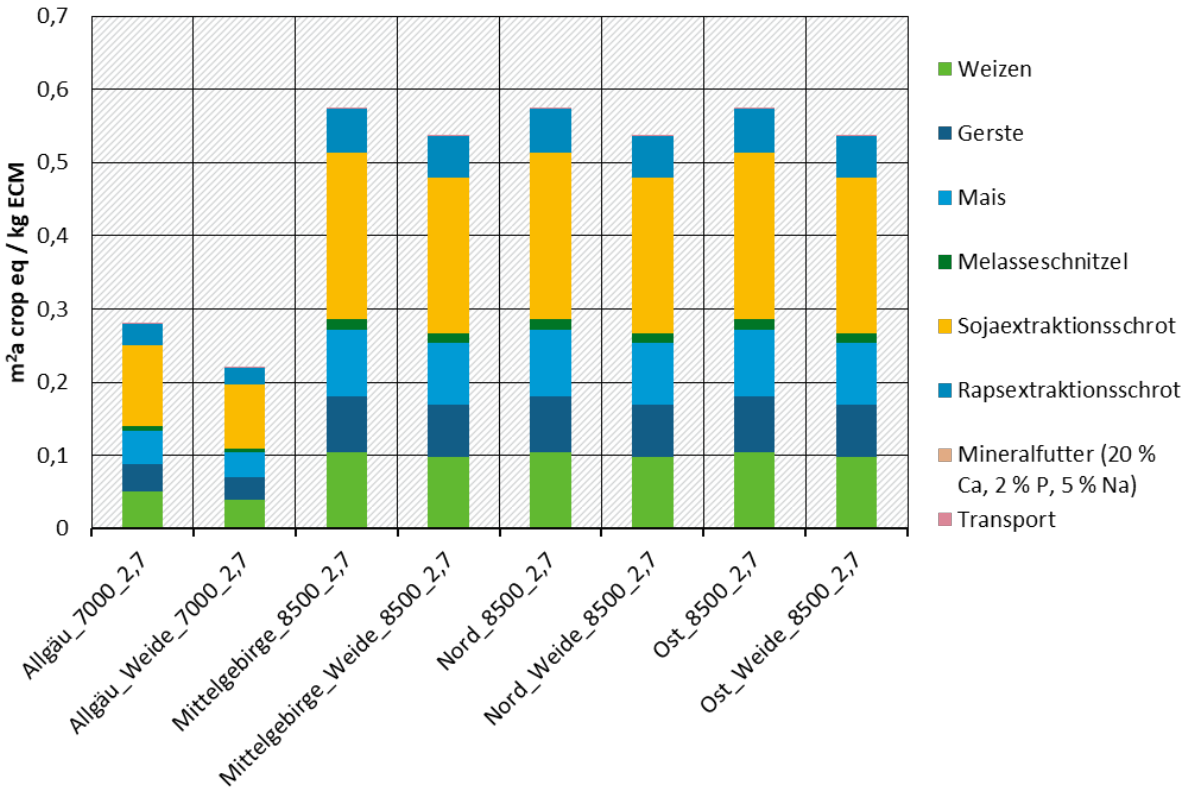
Im Quervergleich der Betriebsmodelle fällt auf, dass die Betriebsmodelle in der Region Allgäu jeweils die niedrigsten Ergebnisse für die Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen aufweisen. Die Ergebnisse für die Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen der Betriebsmodelle in den anderen Regionen unterscheiden sich hingegen nur geringfügig voneinander. Bei den Futterrationen in der Region Allgäu wird im Vergleich zu den übrigen Regionen insgesamt am wenigsten Milchleistungsfutter eingesetzt.

Aus Abbildung 17 wird auch deutlich, dass die Weidehaltung bei den konventionellen Betriebsmodellen zu einer etwas geringeren Flächeninanspruchnahme führt. Dennoch ist der Effekt der Weidehaltung bei den konventionellen Betriebsmodellen eher gering. Anders verhält es sich bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen. Während die Öko-Betriebsmodelle ohne Weidehaltung die insgesamt höchste Flächeninanspruchnahme aufweisen, liegen die Ergebnisse der Öko-Betriebsmodelle mit Weidhaltung in einer vergleichbaren Größenordnung wie die Ergebnisse der konventionellen Betriebsmodelle. Die durch das ökologische Milchleistungsfutter bedingte hohe Flächeninanspruchnahme resultiert dabei aus den geringeren Flächenerträgen beim Futtermittelanbau.

Stellt man den Einfluss des Milchleistungsfutters in den konventionellen und ökologischen Betriebsmodellen gegenüber, so sind zwei voneinander unabhängige Aspekte von Bedeutung. Zum einen ist dies die spezifische Menge an Milchleistungsfutter, die pro kg Milch in den Betriebsmodellen eingesetzt wird. In den konventionellen Betriebsmodellen der Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost liegt diese bei 0,31-0,33 kg pro kg Milch, in der Region Allgäu liegt diese bei 0,12 bzw. 0,16 kg pro kg Milch. Bei den verschiedenen Öko-Betriebsmodellen werden mit 0,15-0,27 kg Milchleistungsfutter pro kg ECM-Milch etwas geringere Mengen eingesetzt. Bei dem Betriebsmodell Allgäu_öko_6000_Weide wird, wie oben bereits erwähnt, gar kein Milchleistungsfutter eingesetzt.

Zum anderen sind die spezifischen Komponenten der jeweiligen Milchleistungsfuttermischungen, die in den verschiedenen Betriebsmodellen eingesetzt werden, ergebnisrelevant (vgl. Abschnitt 4.2.3). Abbildung 18 zeigt eine Detaildarstellung der Beiträge von Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters.

Abbildung 18: Darstellung der Beiträge von Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU)



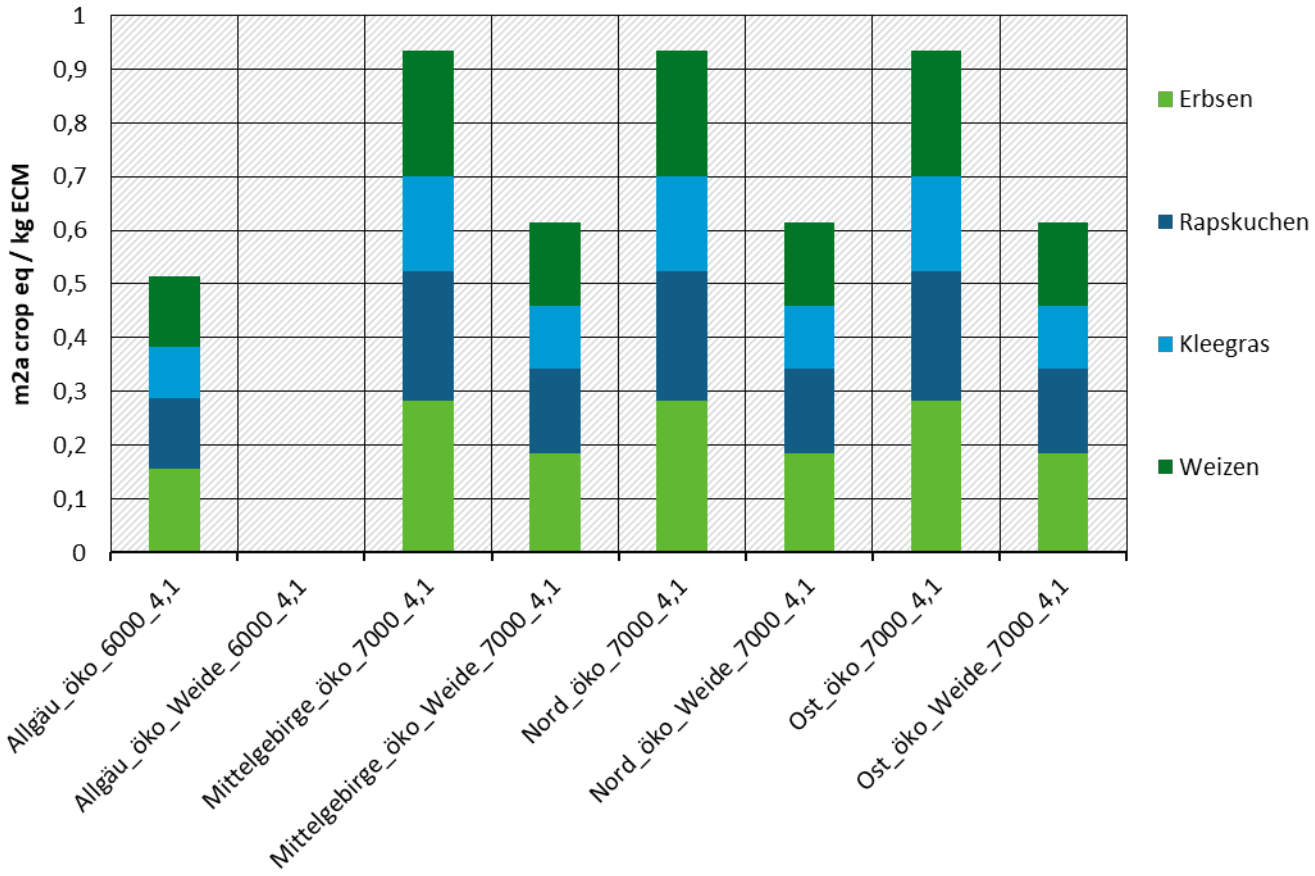
Ca = Calcium, Na = Natrium, m²*a croq eq = Ernte Äquivalente, ECM = Energy Corrected Milk
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wichtigste Futtermittelkomponente bei der Flächeninanspruchnahme ist das Sojaextraktionsschrot, das 40 % der Beiträge des Leistungsfutters verursacht. Ebenfalls relevant sind die Beiträge von Weizen (18 %), Mais (16 %), Gerste (13 %) und Rapsextraktionsschrot (11 %). Mineralfutter und Transporte fallen hingegen nicht ins Gewicht.

Das im konventionellen Milchleistungsfutter enthaltene Soja wird am Weltmarkt gehandelt. Ein Großteil der mit der Verfütterung von Soja verbundenen Umweltbelastungen ist daher mit Auswirkungen in den Anbauländern verbunden (z.B. Verlust an Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen durch die Rodung von tropischen Regenwald in Südamerika).

Allerdings ist hervorzuheben, dass der Sojaanbau in den entsprechenden Hauptanbauländern (z.B. Brasilien, Kolumbien) im Vergleich zum Anbau in Europa sehr hohe Hektarträge aufweist. Für den Indikator der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme ist das vorteilhaft, da auf gleicher Fläche mehr Futtermittel angebaut werden kann. Aufgrund geringerer Hektarerträge im ökologischen Pflanzenbau weist die Bereitstellung der Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters daher eine absolut betrachtet höhere Flächeninanspruchnahme auf (vgl. Abbildung 19).

Abbildung 19: Darstellung der Beiträge von Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen (LU)



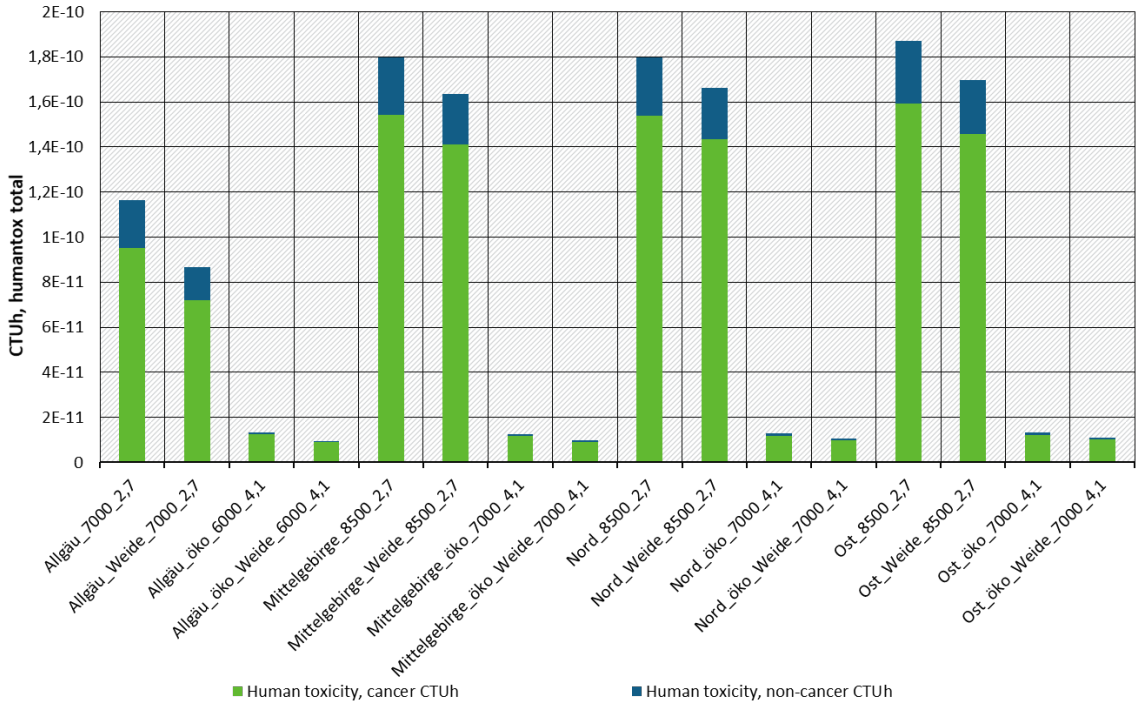
m²*a croq eq = Ernte Äquivalente, ECM = Energy Corrected Milk
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die wichtigste Futtermittelkomponenten im Hinblick auf die Flächeninanspruchnahme durch den Einsatz von Milchleistungsfutter bei den betrachten Öko-Betriebsmodellen sind Eiweißerbsen (30 %), gefolgt von Rapskuchen (26 %), Weizen (25 %) Kleegras-Kobs (19 %) und Gerste (13 %).

5.3.8 Beiträge zum Humantoxizitätspotenzial (USEtox,total)

Die Beiträge zum Ergebnis beim Wirkungsindikator Humantoxizitätspotenzial sind in Abbildung 21 dargestellt.

Abbildung 20: Beiträge einzelner Prozesse zum Humantoxizitätspotenzial (Humantox, total) pro kg ECM-Milch, ohne Allokation



ECM = Energy Corrected Milk, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Bezogen auf die Beiträge zum Humantoxizitätspotenzial ergibt sich ein sehr deutliches Bild zugunsten der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle. Die Ergebnisse fallen hier auch deutlicher aus als bei den Indikatoren zur Ökotoxizität. Ergebnisrelevant sind vor allem Emissionen von Furan und Acetaldehyd im Zuge der Bereitstellung von Milchleistungsfutterkomponenten und der Mineraldüngerbereitstellung. Ebenso relevant sind Emissionen aus dem Einsatz bestimmter Insektizide (v.a. Acephat) im konventionellen Pflanzenbau.

Die ökologischen Betriebsmodelle zeichnen sich durch deutlich niedrigere Werte für das Humantoxizitätspotenzial aus. Sie sind dementsprechend aus ökotoxikologischer Sicht als vorteilhaft gegenüber den konventionellen Betriebsmodellen anzusehen.

Generell ist anzumerken, dass bei der Berechnung der ökotoxikologischen und humantoxikologischen Umweltwirkungen in der vorliegenden Studie ausschließlich die Emissionen aus der Herstellung und Bereitstellung der Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel berücksichtigt werden, nicht jedoch die ohne jeden Zweifel hauptsächlich relevanten Emissionen aus der Ausbringung. Hinzu kommt, dass zur ökobilanziellen Bewertung komplexer human- und ökotoxikologischer Wechselwirkungen keine wissenschaftlich anerkannte Standardbewertungsmethode existiert, und dass die Ergebnisse der toxikologischen Bewertung, nicht zuletzt aufgrund mangelnder Informationen und Daten mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die Unsicherheit bewegt sich hier im Bereich mehrerer Größenordnungen und die hier vorgestellten Ergebnisse zu Wirkungsabschätzung toxikologischer Aspekte sind entsprechend zurückhaltend zu Interpretieren. Um eine Monetarisierung der genannten Umweltwirkungen zu ermöglichen, werden die Ergebnisse dennoch mit ausgewiesen.

5.4 Sensitivitätsanalyse

Im Zuge der Beitragsanalyse in Abschnitt 5.3 wurden die besonders relevanten Prozesse bzw. Stoffflüsse identifiziert. Da diese Prozesse und Stoffflüsse die Ergebnisse bei den verschiedenen ausgewerteten Umweltwirkungsindikatoren deutlich beeinflussen, werden sie im Zuge der nachfolgend dargestellten Sensitivitätsanalyse noch einmal vertiefend untersucht und die Abweichung der Ergebnisse bei veränderten Annahmen und Randbedingungen geprüft. Ergänzend wurden im Zuge der Sensitivitätsanalyse auch Parameter analysiert, die in der Literatur als besonders ergebnisrelevant identifiziert wurden.

Einen Überblick über die verschiedenen durchgeführten Sensitivitätsanalysen Tabelle 58.

Tabelle 58: Überblick zu den durchgeführten Sensitivitätsanalysen

Bezeichnung	Variation gegenüber dem Basisszenario	Beschreibung in Abschnitt
Milchleistung pro Kuh	Höhere und geringere Milchleistung (inklusive korrelierter Fütterungsregime)	5.4.1
Alternatives Leistungsfutter	Substitution von Soja als Komponente des konventionellen Milchleistungsfutters	5.4.2
Bodenkohlenstoff	Berücksichtigung von Emissionsfaktoren für die Entwicklung von Bodenkohlenstoff	5.4.3
Laktation	Berücksichtigung einer vergleichbaren Laktationszahl für alle Betriebsmodelle	5.4.4
Toxikologische Bewertung	Vergleichende Darstellung verschiedener Modelle der Wirkungsabschätzung	5.4.5
Allokation von Koppelprodukten	Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren	5.4.6
Stallsysteme	Untersuchung von Betriebsmodelle mit Tretmistställen und Festmist anstelle von Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist, sowie Anbindeställe mit Flüssigmist	5.4.7

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

5.4.1 Sensitivitätsanalyse 1: Milchleistung pro Kuh

Bei der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmen wurde die Milchleistung der zu untersuchenden konventionellen und ökologischen Betriebsmodellen festgelegt (vgl. Kapitel 3). Für die untersuchten Betriebsmodelle wurden dabei generell mittlere Milchleistungen angenommen.

Die Festlegung der Milchleistung beruht auf typischen Durchschnittswerten und stimmt mit einschlägigen agrarstatistischen Erhebungen überein. Für die konventionellen Betriebsmodelle werden dementsprechend durchgängig höhere Milchleistungen pro Tierplatz angesetzt als für die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle.

Damit steht die Festlegung der Milchleistung bei den 16 Betriebsmodellen im Basisszenario im Einklang mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der vorliegenden Studie

Gegenstand dieser Sensitivitätsanalyse ist die Berücksichtigung höherer und geringerer Milchleistungen inklusiver der mit der Milchleistung jeweils korrelierten Anforderungen an die Fütterung.

Die Milchleistung pro Kuh ist von hoher Relevanz für die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung. Für die Berechnung der erforderlichen Futterration werden der Erhaltungsbedarf der Tiere während der Laktation und der zusätzliche Energiebedarf für die Milchproduktion berücksichtigt (vgl. Abschnitt 4.2.4).

Während der für den Stoffwechsel der Milchkühe notwendige Erhaltungsbedarf weitgehend konstant ist, kann der Energiebedarf für die Milchproduktion innerhalb tierphysiologischer Grenzen variiert werden. Über die Gestaltung der Futterration (Futterart und deren mengenmäßige Zusammensetzung) kann so die Milchleistung innerhalb gewisser Bandbreiten beeinflusst werden. Soll eine höhere Milchleistung erreicht werden, so resultiert daraus zunächst ein höherer Energiebedarf der Kuh, welcher wiederum über eine angepasste Futterration gedeckt werden muss. Zugleich bestimmt die Rationsgestaltung auch die Verdaulichkeit des aufgenommenen Futters und dessen Umsetzung im Zuge der Verdauung und Ausscheidung der Tiere. Auch die hierbei entstehenden Emissionen werden in der vorliegenden Studie spezifisch für die jeweiligen Futterrationen berechnet (vgl. Abschnitt 4.4).

Auch wenn sich aufgrund gegebener agrarstruktureller Rahmenbedingungen und aufgrund der Wirtschaftsweise typische Durchschnittswerte für die Milchleistung ergeben, so ist es dennoch möglich, die Milchleistung zu beeinflussen. So können in der einzelbetrieblichen Praxis ökologisch wirtschaftender Betriebsmodelle vergleichbare Milchleistungen wie in der konventionellen Milcherzeugung erreicht werden. Zugleich weisen auch konventionell wirtschaftende Betriebsmodelle in der Praxis eine Bandbreite von sehr hohen, aber eben auch sehr niedrige Milchleistungen auf.

Die Bedeutung der Milchleistung für die Ergebnisse wird nachfolgend anhand der Variation der Milchleistung für die Region Mittelgebirge dargestellt. Die wesentlichen Parameter, der in der Sensitivitätsanalyse zusätzlich untersuchten Betriebsmodelle sind in Tabelle 59 dargestellt.

Tabelle 59: Betriebsparameter für die Sensitivitätsanalyse zur Variation der Milchleistung

Bezeichnung Betriebsmodell*	Wirtschafts-weise	Weidehaltung	Milchleistung [in kg/TP]	Lakta-tion41
Mittelgebirge_10000_4	konventionell	Ohne Weide	10000	4
Mittelgebirge_weide_10000_4	konventionell	Mit Weide	10000	4
Mittelgebirge_öko_8500_4	ökologisch	Ohne Weide	8500	4
Mittelgebirge_öko_Weide_8500_4	ökologisch	Mit Weide	8500	4
Mittelgebirge_öko_4500_4,1	ökologisch	Ohne Weide	4500	4,1
Mittelgebirge_öko_Weide_4500_4,1	ökologisch	Mit Weide	4500	4,1

TP = Tierplatz

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Mit Festlegung einer höheren Milchleistung wird die Futterration angepasst. Der erhöhte Futterbedarf wird in erster Linie durch die Erhöhung des Anteils an Milchleistungsfutter gedeckt. Dabei wird berücksichtigt, dass ein Teil des Grundfutters durch das Milchleistungsfutter verdrängt

[41] Bei der Variation der Milchleistung wurde mit der Laktationszahl ein weiterer, nicht direkt mit der Milchleistung korrelierter Parameter verändert. Aufgrund der Tatsache, dass die Laktationszahl für die Ergebnisse der vorliegenden Studie von nachrangiger Bedeutung ist, wird dadurch das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse nicht wesentlich beeinflusst.

wird. Insgesamt wird aber von einer leicht erhöhten Futteraufnahme im Vergleich zum Ausgangsszenario ausgegangen (vgl. Tabelle 95 in Anhang A.3). Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Milchleistung sind in Tabelle 60 dargestellt. Wie dort gezeigt, wirkt sich die Variation der Milchleistung mehr oder weniger deutlich auf die Ergebnisse aus.

Tabelle 60: Sensitivitätsanalyse mit Variation der Milchleistung: Darstellung der Ergebnisse vor Allokation am Beispiel Mittelgebirge; pro kg ECM Milch

	Betriebsmodell*	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versaue-rung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)
	Kurzbezeichnung	**[MJ]**	**[m3]**	**[kg CO2eq]**	**[g SO2 eq]**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m2a crop eq]**
BS	Mittelgebirge_8500_2,7	11,54	0,32	1,36	7,20	0,15	12,30	1,17	0,33
SA	Mittelgebirge_10000_4	12,90	0,32	1,32	7,00	0,15	12,60	1,18	0,82
BS	Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	10,51	0,28	1,29	6,30	0,14	10,70	0,99	0,25
SA	Mittelgebirge_Weide_10000_4	12,18	0,30	1,26	6,20	0,14	11,40	1,04	0,80
BS	Mittelgebirge_öko_7000_4,1	12,00	0,36	1,34	11,60	0,18	10,60	0,99	0,58
SA	Mittelgebirge_öko_4500_4	8,04	0,32	1,84	10,30	0,17	11,60	1,07	0,33
SA	Mittelgebirge_öko_8500_4	13,34	0,37	1,23	12,00	0,18	10,50	0,99	1,20
BS	Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	8,91	0,29	1,26	9,00	0,15	9,00	0,81	0,06
SA	Mittelgebirge_öko_Weide_4500_4	5,37	0,26	1,74	8,00	0,13	9,80	0,86	0,08
SA	Mittelgebirge_öko_Weide_8500_4	10,77	0,31	1,17	9,80	0,16	9,10	0,84	0,93

BS = Basisszenario; SA = Sensitivitätsanalyse

ECM = Energy Corrected Milk, KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, m^2*a croq eq = Ernte Äquivalente

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Vergleicht man die Ergebnisse der Umweltwirkungspotenziale der Sensitivitätsanalysen mit den Ergebnissen der Umweltwirkungspotenziale des Basiszenarios, so führt die Annahme einer höheren Milchleistung von 10.000 kg ECM-Milch pro Tierplatz (entspricht einer Steigerung um 1.500 kg bzw. 18 %) generell zu höheren Werten in den Wirkungskategorien KEA (+12 % ohne Weide/ +16 % mit Weide) und Landnutzung (+150 %, +213 %)

Beim Treibhausgaspotenzial (-3 , -2 %), der terrestrischen Versauerung (-3 , -1 %), der Wasserinanspruchnahme (+2 , + 6 %), der Süßwasser-Ökotoxizität(+3 , +6 %), der Süßwassereutrophierung und der terrestrischen Ökotoxizität (+1 %, +5 %) führt die höhere Milchleistung hingegen nur zu geringfügigen Änderungen bei den Umweltbelastungen. Hinzu kommt, dass diese Änderungen nicht einheitlich sind, die Werte je nach Wirkungsindikator einmal leicht niedriger oder auch leicht höher ausfallen als im Basisszenario. Dies gilt gleichermaßen für die Betriebsmodelle mit Weidehaltung, wie für die Betriebsmodelle ohne Weidehaltung. Die Erhöhung der Milchleistung in den konventionellen Betriebsmodellen erscheint vor diesem Hintergrund keine geeignete Maßnahme zur Reduktion der Umweltbelastung der Milchproduktion zu sein.

Bei der Variation der Milchleistung in den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen wird sowohl eine Intensivierung (Steigerung um 1500 kg bzw. 21 %) als auch eine geringere Milchleistung (Reduktion um 2.500 kg bzw. -36 %) betrachtet.

Auch bei den ökologischen Betriebsmodellen führt die Berücksichtigung einer höheren Milchleistung zu höheren Werten in den Wirkungskategorien KEA (+11 % ohne Weide / +21 % mit Weide) und Landnutzung (+107 %, +1505 %). Die Werte der weiteren Wirkungsindikatoren werden von der Annahme einer höheren Milchleistung wiederum nur geringfügig beeinflusst. Am deutlichsten fallen die Unterschiede noch für das Treibhausgaspotenzial (-8 %, -7 %) und dem terrestrischen Versauerungspotenzial (+4 %, +9 %) aus.

Die Annahme von 4.500 kg ECM-Milch pro Tierplatz und Jahr liegt dabei am unteren Ende einer wirtschaftlich ausgerichteten Milcherzeugung in den ausgewählten Beispielregionen. Sie beruht nahezu vollständig auf einer Grundfütterung, wodurch auch für die Mittelgebirgsregion auf den Einsatz von Milchleistungsfutter weitestgehend verzichtet werden kann. Bei entsprechend reduzierter Milchleistung ergeben sich deutlich niedrigere KEA-Werte (-33 % ohne Weide/ -40 % mit Weide). Auch für den Wasserverbrauch (-10 %, -9 %) und das terrestrische Versauerungspotenzial (-11 %, -12 %) führt die Extensivierung zu geringeren Umweltbelastungen. Demgegenüber steht ein signifikant erhöhtes Treibhausgaspotenzial (+37 %, +38 %).

Interessant ist auch ein Quervergleich der Ergebnisse des Betriebsmodells Mittelgebirge_öko_Weide_4500 mit dem Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide_6000. Hier wird bei beiden kein Milchleistungsfutter eingesetzt Das Betriebsmodell Allgäu_öko-Weide_6000 ist mit einem Treibhausgaspotenzial von 1,42 kg CO_2eq pro kg Milch behaftet. Das Treibhausgaspotenzial für das Betriebsmodell Mittelgebirge_öko_Weide_4500 ohne Allokation liegt bei1,84 kg CO_2eq pro kg Milch und damit um 420 g CO_2eq bzw. etwa 30 % höher. Hier wirkt sich sehr deutlich der pro kg ECM Milch zu berücksichtigende Erhaltungsbedarf der Milchkühe aus.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine unter Klimaschutzgesichtspunkten möglicherweise gerechtfertigte Intensivierung (bzw. der Verzicht auf Extensivierung) der ökologischen Milchproduktion mit Nachteilen bei anderen Umweltproblemfeldern einhergehen kann.

5.4.2 Sensitivitätsanalyse 2: Alternatives Milchleistungsfutter

Wie die Beitragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3) eindeutig zeigt, ist die Futtermittelbereitstellung ein relevanter Faktor für die Bewertung der potenziellen Umweltbelastungen der Milchproduktion. Dies gilt für alle in der vorliegenden Untersuchung betrachteten Wirkungsindikatoren. Außer-

dem zeigt sich, dass das eingesetzte Milchleistungsfutter von hoher Relevanz für die Ergebnisse ist.

Die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters wurde von Futtermittelexperten der KTBL eingeschätzt. Die abgeschätzte Zusammensetzung wurde zusätzlich mit Vertretern mehrerer Futtermittelhersteller anlässlich der Eurotier 2018 diskutiert und von diesen als plausibel eingestuft (vgl. Abschnitt 4.2)[42].

In der landwirtschaftlichen Praxis kommen viele verschiedene Futtermittel zum Einsatz. Während bei der Variation der Grundfutterrationen vergleichsweise geringe Freiheitsgrade bestehen, gibt es beim Milchleistungsfutter durchaus alternative Formulierungsbestandteile. Aufgrund der hohen Beitragsrelevanz können diese Einflüsse auf die ökobilanzielle Bewertung ausüben. Aus diesem Grund wird der mögliche Einfluss einer alternativen Formulierung des Milchleistungsfutters im Zuge einer Sensitivitätsanalyse untersucht.

Auf Basis der Ergebnisse der Beitragsanalyse zur Futtermittelbereitstellung und vor dem Hintergrund aktueller agrarpolitischer, aber auch gesellschaftlicher Diskussionen, kommt hier vor allem dem im konventionellen Milchleistungsfutter eingesetzten Soja-Bestandteil eine besondere Bedeutung zu. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird dieses mit einem sojafreien konventionellen Leistungsfutter verglichen. Als Alternative zum Futtermittelimport von Soja aus Übersee ist der Ersatz durch einheimische Futterleguminosen, wie Ackerbohnen, Erbsen oder Süßlupinen, denkbar. Dabei ist zu berücksichtigen, dass einem generellen Austausch von Soja gegen heimische Leguminosen mit Blick auf die Futterqualität und die aufgrund einzuhaltender Fruchtfolgen begrenzt verfügbaren Flächen Grenzen gesetzt sind. Für die vorliegende Untersuchung wurde beispielhaft ein sojafreies, auf heimischen Ackerbohnen basierendes Milchleistungsfutter betrachtet. (vgl. Tabelle 61)

Tabelle 61: Zusammensetzung des alternativen Milchleistungsfutters für konventionell wirtschaftende Betriebsmodelle (ohne Soja, mit Ackerbohne)

Bezeichnung	Anteil an der Ration in %	In openLCA modelliert als
Weizen, Futterweizen	20	wheat production | wheat grain | APOS, S - DE
Gerste (4-zeilig)	17,5	barley production | barley grain | APOS, S - DE
Körnermais	20	maize grain, feed production, Swiss integrated production | maize grain, feed, Swiss integrated production | APOS, S - CH
Melasseschnitzel (22% Zucker)	15	molasses, from sugar beet, to generic market for energy feed | energy feed, gross | APOS, S - GLO
Ackerbohnen	5	fava bean, feed production, Swiss integrated production | fava bean, feed, Swiss integrated production | APOS, S - CH
Rapsextraktionsschrot (35% Rohprotein)	20	rape oil mill operation | rape meal | APOS, S - Europe without Switzerland
Mineralfutter (20% Ca, 2% P, 5% Na)	2,5	Eigene Modellierung des Mineralfutter Rinder siehe Anhang
Milchleistungsfutter konventionell_sojafrei	100	

Ca = Calcium, P = Phosphor, Na = Natrium

Quelle: ZifoWin[43], Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), persönliche Auskunft Futtermittelhersteller

[42] Persönliche Kommunikation von Dr. Wilfried Hartmann (KTBL e.V.) mit verschiedenen Vertretern von Futtermittelherstellern.

[43] ZifoWin steht für Zielwert-Futter-Optimierung. Es handelt sich um ein Spezialprogramm zur Beratung. Herausgeber ist das Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft (ITE) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Quelle: www.zifo-bayern.de. Letzter Aufruf 22.05.2019

Bei der Zusammensetzung des alternativen Milchleistungsfutters wurde auf die Vergleichbarkeit der ernährungsphysiologischen Kennwerte (Energiegehalt, Verwertbarkeit durch die Tiere) geachtet. Während die sonstigen Anteile (Futterweizen, Gerste, Körnermais und Melasseschnitzel) unverändert bleiben, wird der vorherige Sojaanteil durch eine Beimischung von 5 % Ackerbohnen und einer Erhöhung des Anteils an Rapsextraktionsschrot substituiert.

Tabelle 62 zeigt die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung pro 1 kg konventionellem Milchleistungsfutter mit Soja- bzw. Ackerbohnenkomponente und dem ökologischem Milchleistungsfutter aus dem Basisszenario.

Tabelle 62: Sensitivitätsanalyse alternatives Milchleistungsfutter: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die untersuchten Wirkungskategorien pro 1 kg Milchleistungsfutter

Kurzbezeichnung	Einheit	Konventionelles Futter (mit Sojakomponente)	Konventionelles Futter (ohne Sojakomponente)	ökologisches Futter
KEA	MJ	23,30	18,03	30,00
Treibhausgaspotenzial	kg CO_2eq	0,99	0,49	0,68
Wasserverbrauch	m^3	0,43	0,55	0,66
Versauerung, terrestrisch	kg SO_2 eq	0,004	0,004	0,018
Eutrophierung, Süßwasser	kg P eq	0,00017	0,00015	0,00028
Ökotoxizität, Süßwasser	kg 1,4-DCB	0,015	0,011	0,012
Ökotoxizität, terrestrisch	kg 1,4-DCB	1,47	1,41	1,40
Landnutzung	m^2a crop eq	1,72	1,36	3,44

KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4-Dichlorbenzol, m^2a crop eq = Ernte Äquivalente

Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

Insgesamt zeigt sich, dass der Ersatz von Sojafuttermitteln durch Ackerbohnen und vor allem durch eine Erhöhung des Rapsanteils bei der Mehrheit der betrachteten Wirkungskategorien zu einer Verringerung der Umweltbelastungen führen kann. Lediglich beim Wasserverbrauch liegt das alternative Milchleistungsfutter leicht über den Ergebnissen des sojabasierten Futtermittels.

Bemerkenswert ist das Ergebnis zur Flächeninanspruchnahme. Die Substitution der Sojakomponente durch Ackerbohnen und vor allem durch die Erhöhung des Anteils an Rapsextraktionsschrot führt absolut zu einer Reduktion der Flächeninanspruchnahme pro 1 kg Milchleistungsfutter.

Die pro Kilogramm Futtermittel größten Umweltauswirkungen weist das ökologische Milchleistungsfutter auf, was neben der etwas anderen Futtermittelzusammensetzung (vgl. Tabelle 24) vor allem auf die geringeren Hektarerträge im ökologischen Futtermittelanbau zurückgeführt werden kann. Das ökologische Milchleistungsfutter hat hier bezogen auf die Umweltauswirkungen pro Kilogramm Produkt also einen Nachteil. Dieser Nachteil des ökologischen Futtermittels wird in der vorliegenden Studie jedoch durch die Rationsgestaltung und insbesondere durch den geringeren Bedarf an Milchleistungsfutter pro Kilogramm ökologisch erzeugter Milch ausgeglichen (vgl. Abschnitt 4.2.4.).

In Tabelle 63 sind ergänzend die Beiträge von Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters zum GWP dargestellt. Hervorzuheben ist, dass rund 60 % des Treibhausgaspotenzials des eingesetzten Milchleistungsfutter durch den Sojaanteil verursacht werden. Weitere relevante Beiträge kommen aus der Bereitstellung des Weizens (12 %), der Gerste (10 %) und aus dem Maisanbau (8 %).

Tabelle 63: Beitragsanalyse der Komponenten des konventionellen Milchleistungsfutters (mit und ohne Sojakomponente) zum Treibhausgaspotenzial, bezogen auf 1 kg MLF

Futtermittelkomponente / Transportprozess	Konventionell (mit Sojakomponente)		Konventionell (ohne Sojakomponente)	
	absolute Beiträge	relative Beiträge	absolute Beiträge	relative Beiträge
market for soybean, feed|soybean, feed|APOS, S - GLO	0,58	59%	---	---
wheat production|wheat grain|APOS, S - DE	0,12	12%	0,12	25%
barley production|barley grain|APOS, S - DE	0,10	10%	0,10	20%
maize grain, feed, Swiss integrated production|APOS, S - CH	0,08	8%	0,08	16%
rape oil mill operation|rape meal|APOS, S - Europe without Switzerland	0,05	5%	0,11	22%
molasses, from sugar beet, to generic market for energy feed|energy feed, gross|APOS, S – GLO	0,03	3%	0,03	6%
Mineralfutter_Rinder_Herstellung_RER	0,01	1%	0,01	3%
transport, freight, lorry, unspecified|APOS, S - RER	0,01	1%	0,01	3%
fava bean, feed, Swiss integrated production|APOS, S - CH	---	---	0,03	6%
Summe	**0,99**	**100%**	**0,49**	**100%**

MLF = Milchleistungsfutter

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis der im Text beschriebenen Festlegungen, Öko-Institut e.V.; enthält Rundungsdifferenzen

Eine ähnliche Verteilung der relativen Beiträge zeigt sich auch für die übrigen Wirkungskategorien, weshalb an dieser Stelle auf die Darstellung in Form eigener Tabellen verzichtet wird. Eine Ausnahme stellt hier jedoch das terrestrische Versauerungspotenzial dar, bei dem die Sojakomponenten nur rund 12 % zum Ergebnis beiträgt. Zur Berechnung des terrestrischen Versauerungspotenzials siehe auch die Erläuterung in Tabelle 5 in Abschnitt 3.2.7.

In Tabelle 64 sind die Beiträge von Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters zum GWP dargestellt. Hier dominiert der eingesetzte Weizen mit einem Beitrag von 34 %. Weitere relevante Beiträge kommen aus der Bereitstellung der Proteinerbsen (28 %), dem Raps (27 %) und aus dem Kleegrasanbau (9 %).

Tabelle 64: Beiträge von Komponenten des ökologischen Milchleistungsfutters zum Treibhausgaspotenzial, bezogen auf 1 kg MLF

Futtermittelkomponente / Transportprozess	Beitrag absolut	Beitrag relativ
wheat grain, feed production, organic|wheat grain, feed, organic | APOS, S – CH	0,23	33,66%
protein pea production, organic|protein pea, organic| APOS, S – CH	0,19	28,41%
rape seed production, organic|rape seed, organic|APOS, S – CH	0,19	27,40%
clover seed production, Swiss integrated production, at farm|clover seed, Swiss integrated production, at farm|APOS, S – CH	0,06	8,64%
transport, freight, lorry, unspecified|APOS, S - RER	0,02	1,89%
Summe	**0,68**	**100%**

MLF = Milchleistungsfutter
Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

5.4.3 Sensitivitätsanalyse 3: Humusbilanz und Bodenkohlenstoff

Humusveränderungen im Boden, die zum Beispiel durch den Anbau von Kulturpflanzen und/ oder durch Zufuhr von Nebenernteprodukten und organischen Düngern entstehen, können einen erheblichen Einfluss auf die klimarelevanten Emissionen der Milcherzeugung aufweisen (Hülsbergen 2013). Aufgrund der teilweise komplexen Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge bei der Humusbilanz fehlen jedoch bislang generalisierbare Informationen und belastbare Daten zum Einfluss verschiedener Wirtschaftsweisen auf die Humusbilanz.

Erste belastbare Hinweise liefert das mehrjährige, breit angelegte Forschungsvorhaben zum Aufbau eines Netzwerks konventioneller und ökologischer Pilotbetriebe unter Leitung des Thünen-Instituts (Hülsbergen 2013). Die darin untersuchten Pilotbetriebe sind zwar nicht repräsentativ für die deutsche Milchwirtschaft, sie liefern jedoch auf Basis umfangreicher Messungen auf Einzelbetriebsebene erste Anhaltspunkte zu Humusveränderungen im Boden durch verschiedene landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen (ökologisch und konventionell) in Deutschland. Durch die arithmetische Mittelung der Ergebnisse von jeweils 20 konventionellen und 20 ökologischen Einzelbetrieben lässt sich in Abhängigkeit der Wirtschaftsweise ein Mittelwert zur durchschnittlichen Humusveränderung bilden. Im Rahmen dieser Sensitivitätsanalyse werden die so berechneten Werte der bestehenden Treibhausgasbilanzierung als Einzelwert hinzugerechnet.

Tabelle 65: Darstellung der zur Treibausgasbilanzierung berücksichtigten Emissionsfaktoren für Humusveränderungen pro kg ECM-Milch

Bezeichnung	Ökologisch	konventionell	Einheit
Humusveränderung	-0,094	0,008	kg CO_2eq./ kg Milch

ECM = Energy Corrected Milk, CO_2eq = CO_2-Äquivalente
Quelle: Hülsbergen (2013)

Die Ergebnisse der Treibhausgasbilanzierung unter Berücksichtigung der Emissionsfaktoren für Humusveränderungen ist in Tabelle 66 dargestellt:

Tabelle 66: Ergebnisse Sensitivitätsanalyse "Humusbilanz und Bodenkohlenstoff" [in kg CO_2eq/ kg Milch]

Kurzbezeichnung*	Treibhausgaspotenzial ohne Humus-C	Treibhausgaspotenzial mit Humus-C
Allgäu_7000_2,7	1,12	1,13
Allgäu_Weide_7000_2,7	0,96	0,97
Allgäu_öko_6000_4,1	1,01	0,92
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	0,90	0,81
Mittelgebirge_8500_2,7	1,03	1,04
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	0,95	0,96
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	0,98	0,89
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	0,89	0,80
Nord_8500_2,7	1,01	1,02
Nord_Weide_8500_2,7	0,95	0,96
Nord_öko_7000_4,1	1,02	0,93
Nord_öko_Weide_7000_4,1	0,90	0,81
Ost_8500_2,7	1,10	1,11
Ost_Weide_8500_2,7	0,98	0,99
Ost_öko_7000_4,1	1,04	0,95
Ost_öko_Weide_7000_4,1	0,93	0,84

CO_2eq = CO_2-Äquivalente, C = Kohlenstoff

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

Berücksichtigt man die von Emissionsfaktoren für Humusveränderungen, so verringert sich das Treibhausgaspotenzial für die ökologischen Betriebsmodelle um 13 bis 20 % (siehe Tabelle 66).

Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die Berücksichtigung von Humusveränderungen bei der vergleichenden Treibhausgasbilanzierung konventioneller und ökologischer Milchproduktion relevant sein kann, was auf weiteren Forschungsbedarf hinweist. Entsprechend sollten für die Zukunft Anstrengungen unternommen werden, verlässliche Emissionsfaktoren bereitzustellen, sodass diese generell in zukünftigen Ökobilanzen angewandt werden können.

In jedem Fall ergibt sich aus der hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse die Empfehlung, bei Studien transparent darzulegen ob, und wenn ja in welcher Form Humusveränderungen bei der Berechnung Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt werden.

5.4.4 Sensitivitätsanalyse 4: Laktation

Die durchschnittliche Nutzungsdauer einer Milchkuh kann auch als deren produktive Lebensdauer angesehen werden. Sie wird typischerweise als die durchschnittliche Anzahl an Laktationen angegeben. Die durchschnittliche Laktationszahl kann für den Vergleich konventioneller und ökologischer Milcherzeugung von Relevanz sein (Blank et al. 2012; Zehetmeier 2013).

Dementsprechend wird im Rahmen der nachfolgend beschriebenen Sensitivitätsanalyse zur Laktation der Einfluss dieses Parameters auf das Bewertungsergebnis analysiert.

Aus Sicht der dieser Ökobilanz zugrunde liegenden Betriebsmodelle wirkt sich die Laktationszahl auf die Zahl der jährlich durch eigene Nachzucht (Kälberaufzucht und Jungviehaufzucht) zu ersetzenden Altkühe aus.[44]

Durch unterschiedliche Laktationszahlen ergeben sich im Weiteren auch Unterschiede in Bezug auf die als Koppelprodukt anfallenden Mengen an Rindfleisch. Hier sind grundsätzlich zwei gegenläufige Effekte zu berücksichtigen. Je höher die Zahl der Laktationen:

- desto länger verbleiben die Kühe im produktiven Lebenszyklus und desto weniger Tiere werden pro Jahr als Altkühe zur Schlachtung verkauft. Entsprechend geringer sind die als Koppelprodukt der Milcherzeugung anfallenden Rindfleischmengen.
- desto geringer ist der Bedarf an Aufzuchtfärsen als Ersatz für aus der Milchproduktion ausscheidende Kühe und desto größer ist die Anzahl an überschüssigen Aufzuchtfärsen für den Verkauf.

In der vorliegenden Studien gleichen sich diese gegenläufigen Effekte weitgehend aus, sodass in Abhängigkeit der Laktationszahl insgesamt nur geringfügige Änderungen bei der erzeugten Fleischmenge ergeben (vgl. Abschnitt 4.4.4). Bei den ökologischen Betriebsmodellen fallen zwar etwas höhere Fleischmengen pro kg ECM-Milch an, jedoch ist dies vor allem auf die geringere Milchleistung der Öko-Betriebsmodelle zurückzuführen.

Ebenso wie die Festlegung der Milchleistung beruht auch die Festlegung der durchschnittlichen Nutzungsdauer auf typischen Durchschnittswerten, die mit einschlägigen agrarstatistischen Erhebungen übereinstimmen. Für die im Basisszenario untersuchten konventionellen Betriebsmodelle wurde dabei eine Laktationszahl von 2,7 berücksichtigt. Für die ökologischen Betriebsmodelle wurde mit 4,1 Laktationen eine längere produktive Lebensdauer angenommen. In der Praxis finden sich aber auch in der konventionellen Milchproduktion Betriebe mit deutlich höherer Laktationszahl.

Am Beispiel der konventionellen Betriebsmodelle der Region Mittelgebirge wird der Einfluss der Laktationszahl in der vorliegenden Studie untersucht. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Tabelle 67 dargestellt.

[44] Die Laktationszahl hat einen Einfluss auf die Milchleistung, weniger auf die Milchleistungskurve in der Laktation. In der Regel steigt die Milchleistung von der 1. bis zur 3./4. Laktation und fällt dann wieder etwas ab. Gleichzeitig variiert auch die Menge der verkehrsfähigen Milch. Mit zunehmender Laktationszahl steigt der Anteil an Behandlungen und die Menge an Milch mit höheren Zell- und Keimzahlen. Da hier von der verkauften Milchmenge ausgegangen wird, wird angenommen, dass diese gegenseitigen Effekte in etwa ausgeglichen wird. Entsprechend wird angenommen, dass die Berücksichtigung einer konstanten Milchmenge über alle Laktationen hinweg eine zulässige Festlegung darstellt, die die Ergebnisse der Untersuchung nicht nennenswert beeinflussen.

Tabelle 67: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse: Erhöhung der Laktationszahl auf 4 Laktationen in den konventionellen Betriebsmodellen (am Beispiel der Region Mittelgebirge)

Bezeichnung Betriebsmodell	KEA	Wasser-verbrauch	Treib-hausgas-potenzial (GWP)	Versaue-rung von Böden (TAP)	Eu-tro-phie-rung, Süß-wasser (FEP)	Öko-toxi-zität, Süß-wasser (F-ECO-TOX)	Öko-toxi-zität, terres-trisch (T-ECO-TOX)	Land-nutzung (Land Use)
Ergebnis der Umweltwirkung des Szenario 4 Laktationen im Vergleich zum Basisszenario [%] für das Betriebsmodell Mittel-gebirge_8500_4	97%	96%	95%	99%	94%	96%	95%	98%
Ergebnis der Umweltwirkung des Szenario 4 Laktationen im Vergleich zum Basisszenario [%] für das Betriebsmodell Mittel-gebirge_Weide_8500_4	97%	96%	95%	98%	94%	96%	95%	98%

KEA = kumulierter Energieaufwand

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Tabelle 67 hervorgeht, beeinflusst die Annahme einer höheren Laktationszahl und damit einer höheren durchschnittlichen Nutzungsdauer der Milchkühe die Ergebnisse nur in vergleichsweise geringem Ausmaß. Trotzdem scheint die Annahme einer höheren durchschnittlichen Laktationszahl die Umweltbelastungen in allen betrachteten Wirkungskategorien leicht zu senken.

Ergänzend wurde auch für die im Zuge der Sensitivitätsanalyse betrachteten Betriebsmodelle ein Allokationsfaktor für das als Koppelprodukt anfallende Fleisch berechnet. Angesichts der nur sehr geringfügigen Unterschiede beim Fleischoutput unterscheidet sich allerdings auch der Allokationsfaktor für Milch und Fleisch kaum.

Im Rahmen der getroffenen Annahmen zur Kälber- und Jungviehaufzucht (insbesondere Aufzucht der Färsen bis zum ersten Abkalben) hat die Variation der Laktationszahl nur einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Dies gilt analog auch für marginale Veränderungen der Laktationszahl, etwa durch Berücksichtigung regionsspezifischer Durchschnittswerte. Grundsätzlich gilt jedoch, dass die vorliegenden Ergebnisse, ebenso wie die Ergebnisse anderer Studien, auf teilweise unterschiedlichen Annahmen beruhen. Weiterhin bedeutet dies, dass die vorliegenden Ergebnisse nicht ohne Weiteres mit den Ergebnissen der oben zitierten Studien verglichen werden sollten. Dieser Befund macht die hohe Bedeutung deutlich, die einer ausführlichen Dokumentation der getroffenen Annahmen zur Nachzucht im Milcherzeugungsbetrieb zukommt.

5.4.5 Sensitivitätsanalyse 5: Toxikologische Bewertung

Wie bereits bei der Diskussion der Gesamtergebnisse in Abschnitt 5.2 dargestellt, liegen die für die vorliegende Studie berechneten absoluten Ergebniswerte zum Ökotoxizitätspotenzial deutlich über den Werten, die in der Datenbank Agrybalyse gefunden werden können (vgl. Colomb et al 2015). Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zeigen, dass der Grund hierfür eine

Aktualisierung der Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe ist, bei der die Charakterisierungsfaktoren für Ökotoxizität deutlich angepasst wurden.

In Tabelle 68 werden die auf Basis der aktualisierten Methode berechneten Ergebnisse für das Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial (Basisszenario) den Ergebnissen auf Basis der Charakterisierungsfaktoren der vorherigen ReCiPe-Methode gegenübergestellt.

Tabelle 68: Auswertung zweier Methoden zur Abschätzung des Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzials (g 1,4-DCB-Äquivalente / kg ECM)

Betriebsmodell*	ReCiPe 2016 (Basisszenario)	ReCiPe 2008 (Sensitivitätsanalyse)	ReCiPe 2016/ ReCiPe 2008
Allgäu_7000_2,7	16,2	6,5	2,5
Allgäu_Weide_7000_2,7	11,6	5,0	2,3
Allgäu_öko_6000_4,1	11,1	4,4	2,5
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	8,8	3,6	2,4
Mittelgebirge_8500_2,7	12,3	5,4	2,3
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	10,7	4,9	2,2
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	10,6	4,3	2,5
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	9,0	3,7	2,4
Nord_8500_2,7	12,3	5,4	2,3
Nord_Weide_8500_2,7	11,9	5,3	2,3
Nord_öko_7000_4,1	10,8	4,3	2,5
Nord_öko_Weide_7000_4,1	9,4	3,9	2,4
Ost_8500_2,7	16,3	6,7	2,4
Ost_Weide_8500_2,7	13,7	5,9	2,3
Ost_öko_7000_4,1	11,0	4,4	2,5
Ost_öko_Weide_7000_4,1	9,7	4,0	2,4

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quellen: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

Wie Tabelle 68 zeigt, liegen die nach der aktualisierten Methode ReCiPe (2016) berechneten Süßwasser-Ökotoxizitätspotenziale um etwa den Faktor 2,2 - 2,5 höher als für die Berechnung nach der Methode ReCiPe (2008).

Noch deutlicher zeigt sich der Unterschied bei der Gegenüberstellung der Ergebniswerte für das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial Tabelle 69.

Tabelle 69: Auswertung zweier Methoden zur Abschätzung des terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials (g 1,4-DCB-Äquivalente / kg ECM)

Betriebsmodell*	ReCiPe 2016 (Basisszenario)	ReCiPe 2008 (Sensitivitäts-analyse)	ReCiPe 2016/ ReCiPe 2008
Allgäu_7000_2,7	1646	3,2	508
Allgäu_Weide_7000_2,7	1133	2,6	432

Betriebsmodell*	ReCiPe 2016 (Basisszenario)	ReCiPe 2008 (Sensitivitäts-analyse)	ReCiPe 2016/ ReCiPe 2008
Allgäu_öko_6000_4,1	1031	0,2	6713
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	771	0,0	17656
Mittelgebirge_8500_2,7	1170	4,9	237
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	985	4,6	215
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	990	0,2	4575
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	806	0,1	5505
Nord_8500_2,7	1170	4,7	247
Nord_Weide_8500_2,7	1118	4,6	242
Nord_öko_7000_4,1	1011	0,2	4634
Nord_öko_Weide_7000_4,1	862	0,1	5820
Ost_8500_2,7	1591	5,0	316
Ost_Weide_8500_2,7	1303	4,7	280
Ost_öko_7000_4,1	1042	0,2	4777
Ost_öko_Weide_7000_4,1	890	0,1	6010

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quellen: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V.

Für die konventionellen Betriebsmodelle liegen die absoluten Ergebniswerte um mehr als das 200-fache höher als für eine Auswertung nach der Methode ReCiPe 2008. Bei den Öko-Betriebsmodellen errechnen sich sogar um den Faktor 4.500 - 17.700 höhere absolute Ergebniswerte. Insbesondere die Werte zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial weichen daher um mehrere Dimensionen von den bisher gängigen Berechnungen ab. Ein direkter Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit den Ergebnissen der Literatur erscheint daher nicht sinnvoll.

Grund für diese enormen Unterschiede ist ein im Zuge der Aktualisierung der Bewertungsmethode zusätzlich eingepreister Faktor zur konservativen Abschätzung der Unsicherheit toxizitätsbezogener Charakterisierungsfaktoren (vgl. Huijbregts et al 2016). Die Bewertung toxikologischer Wechselwirkungen stellt, nicht zuletzt vor dem Hintergrund der komplexen Ursache-Wirkungs-Mechanismen, die nicht immer zweifelsfrei vorhergesagt bzw. auf einen Äquivalentwert bezogen werden können, eine bekannte Herausforderung in der Wirkungsabschätzung ökobilanzieller Studien dar. Mit der Aktualisierung der Bewertungsmethode wird den bekannten, jedoch nur schwer quantifizierbaren Unsicherheiten Rechnung getragen. Die gegenüber den Werten in der Literatur höheren Absolutwerte der vorliegenden Studie resultieren aus der Anwendung eines Wirkungsabschätzungsmodells, dass die bestehenden Unsicherheiten durch höhere spezifische Charakterisierungsfaktoren berücksichtigt.

5.4.6 Sensitivitätsanalyse 6: Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren

In Bezug auf die Handhabung und Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren orientierte sich das Vorgehen im Projekt an den entsprechenden Vorgaben in ISO 14040 und 14044.

Grundsätzlich liegt für die Allokation eine auf die Koppelprodukte Milch und Fleisch bezogene Product Category Rule vor. Diese stellt einen branchenspezifischen Standard dar, der unter anderem auch im Rahmen der kürzlich abgeschlossenen Erstellung der PEFCR für Milch und

Molkereiprodukte im PEF-Prozess Anwendung gefunden hat. Entsprechend wurde entschieden, dass im Basisszenario der vorliegenden Studie ebenfalls dieses Allokationsverfahren genutzt werden soll (vgl. Abschnitt 3.2.6).

Aufgrund der potenziell hohen Ergebnisrelevanz der Wahl des Allokationsverfahrens werden nachfolgend verschiedene Allokationsverfahren mit Blick auf ihren Einfluss auf das Ergebnis und die daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen geprüft.

Eine Alternative zum Vorgehen im Basisszenario ist die Anwendung einer ökonomischen Allokation auf Basis der Erlöse aus den beiden Koppelprodukten Milch und Fleisch (vgl. auch Abschnitt 5.2.3). Aus den Teilerlösen für den Verkauf von Milch und Fleisch lässt sich ein ökonomischer Allokationsfaktor für die Koppelprodukte ermitteln (vgl. Tabelle 70).

Tabelle 70: Darstellung der absoluten und relativen Erlöse für die untersuchten Betriebsmodelle

Kurzbezeichnung*	Fleischerlös [€]	Milcherlös [€]	Gesamt-erlös	Fleischerlös (relativ)	Milcherlös (relativ)
Allgäu_7000_2,7	34.859 €	89.600 €	124.459 €	28%	72%
Allgäu_Weide_7000_2,7	34.859 €	89.600 €	124.459 €	28%	72%
Allgäu_öko_6000_4,1	41.038 €	121.920 €	162.958 €	25%	75%
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	41.038 €	121.920 €	162.958 €	25%	75%
Mittelgebirge_8500_2,7	50.503 €	272.000 €	322.503 €	16%	84%
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	50.503 €	272.000 €	322.503 €	16%	84%
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	57.595 €	355.600 €	413.195 €	14%	86%
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	57.595 €	355.600 €	413.195 €	14%	86%
Nord_8500_2,7	60.234 €	326.400 €	386.634 €	16%	84%
Nord_Weide_8500_2,7	60.234 €	326.400 €	386.634 €	16%	84%
Nord_öko_7000_4,1	68.552 €	426.720 €	495.272 €	14%	86%
Nord_öko_Weide_7000_4,1	68.552 €	426.720 €	495.272 €	14%	86%
Ost_8500_2,7	251.317 €	1.360.000 €	1.611.317 €	16%	84%
Ost_Weide_8500_2,7	251.317 €	1.360.000 €	1.611.317 €	16%	84%
Ost_öko_7000_4,1	286.190 €	1.778.000 €	2.064.190 €	14%	86%
Ost_öko_Weide_7000_4,1	286.190 €	1.778.000 €	2.064.190 €	14%	86%

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V., basierend auf LFL (2019)

Neben der ökonomischen Allokation wird hier ergänzend auch die von Thoma et al (2013) vorgeschlagene Allokation nach dem Proteingehalt der beiden Koppelprodukte mit ausgewertet. Da keine eigenen Daten zum Proteingehalt des in den Produktionssystemen anfallenden Rindfleischs vorlagen und die Werte für die ECM-Milch jeweils übereinstimmen, wurde vereinfachend die von Thoma und Kollegen ermittelte Allokationsgleichung, die auf Bildung eines Durchschnittswerts von über 500 US-amerikanischen Milchfarmen beruht, herangezogen.

$$AFProtein = 1 - 2{,}67\ x\ BMR$$

Wobei gilt:

$AF_{Protein}$ ist der Allokationsfaktor für Milch auf Basis des Proteingehalts;

BMR ist das Verhältnis aus der Masse $M_{Fleisch}$/Masse M_{Milch};

$M_{Fleisch}$ ist die Summe des Lebendgewichts aller verkauften Tiere (inklusive Bullenkälber, überschüssiger Aufzuchtfärsen und Altkühe;

M_{Milch} ist die Summe der verkauften ECM-Milch.

Die Berechnung der betriebsmodellspezifischen Allokationsfaktoren auf Basis der Proteingehalte der Koppelprodukte Milch und Fleisch ist in Tabelle 71 dargestellt.

Tabelle 71: Berechnung des Allokationsfaktors auf Basis des Proteingehalts der Koppelprodukte

Kurzbezeichnung*	BMR	AF Milchprotein	AF Fleischprotein
Allgäu_7000_2,7	0,0363	86%	14%
Allgäu_Weide_7000_2,7	0,0440	86%	14%
Allgäu_öko_6000_4,1	0,0360	84%	16%
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	0,0361	84%	16%
Mittelgebirge_8500_2,7	0,0419	89%	11%
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	0,0540	89%	11%
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	0,0415	88%	12%
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	0,0417	88%	12%
Nord_8500_2,7	0,0363	89%	11%
Nord_Weide_8500_2,7	0,0440	89%	11%
Nord_öko_7000_4,1	0,0360	88%	12%
Nord_öko_Weide_7000_4,1	0,0361	88%	12%
Ost_8500_2,7	0,0419	89%	11%
Ost_Weide_8500_2,7	0,0540	89%	11%
Ost_öko_7000_4,1	0,0415	88%	12%
Ost_öko_Weide_7000_4,1	0,0417	88%	12%

BMR = Verhältnis aus der Masse $M_{Fleisch}$/Masse M_{Milch}; AF = Allokationsfaktor

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnung, Öko-Institut e.V., basierend auf Thoma et al (2013)

Neben den genannten Allokationsverfahren besteht auch die Möglichkeit für die im Prozess entstehenden Nebenprodukte eine Emissionsgutschrift zu erteilen. Hierbei werden Gutschriften für vermiedene Emissionen nach einem Substitutionsmodell vergeben. Wichtig ist hierbei, dass die Gutschrift in Höhe derjenigen Emissionen erfolgt, die für die gleiche Menge und Qualität des Nebenproduktes aus einem alternativen Produktionsverfahren (hier: Mastrindhaltung) anfallen würden. Die Gutschrift erfolgt rechnerisch, in dem der Betrag der Gutschrift vom Ergebnis subtrahiert wird. Das Vorgehen, das auch als Ersatzwertmethode bezeichnet wird (Arbeitsgruppe BEK 2016), errechnet die Emissionsbelastung aus der Differenz der verursachten Emissionen und den vergebenen Gutschriften für die Nebenprodukte. Die Anwendung der

Ersatzwertmethode erfolgt im Rahmen der vorliegenden Studie ausschließlich am Beispiel der Treibhausgasbilanzierung, da nur für die klimarelevanten Emissionen die erforderliche Vergabe der Gutschriften in dem Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) vorliegen. Bei der exemplarischen Anwendung der Ersatzwertmethode werden die folgenden Gutschriften für die jeweiligen Nebenprodukte der Milcherzeugung berücksichtigt:

- Gutschrift für lebend geborene Kälber (Bullenkälber): Nach BEK wird für lebend geborene Kälber eine Gutschrift von 6,94 kg CO_2-Äquivalenten pro Kilogramm Lebendgewicht vergeben. Dabei wird in der BEK nicht zwischen Bullen- und Kuhkälbern unterschieden. Im Rahmen der vorliegenden Studie wird angenommen, dass nur die männlichen Kälber verkauft werden. Die Kuhkälber werden im Betrieb aufgezogen und erst nach dem ersten Abkalben verkauft. Für die vorliegende Studie wird die Gutschrift für Bullenkälber vergeben.

- Gutschrift für Altkühe und Färsen: Nach der Ersatzwertmethode der BEK wird für Altkühe (Schlachtkühe) eine Gutschrift von 12,39 kg CO_2-Äquivalenten pro Kilogramm Schlachtgewicht vergeben. Die veröffentlichten Praxisbeispiele zur BEK-Berechnung rechnen mit einem Lebendgewicht von 172 kg / Kuh und einem Schlachtgewicht von etwa 81 kg / Kuh. Für die vorliegende Studie wird für Altkühe und Aufzuchtfärsen ein Gewicht von 550 kg Lebendgewicht/Kuh und ein entsprechendes Schachtgewicht von 300 kg/Kuh berücksichtigt und es werden entsprechende Gutschriften vergeben.

- Gutschrift für Humuswert: Gemäß den Berechnungsvorgaben der Ersatzwertmethode wird auch für den Humuswert eine Gutschrift von 200 kg Humus-C/Kuh vergeben. Die Treibhausgasgutschrift berechnet sich zu 3,67 kg CO_2-Äquivalent pro Kilogramm Humus-C bzw. zu 734 CO_2-Äquivalent pro Kuh.

- Gutschrift für Düngewert: Entsprechend den Vorgaben der Ersatzwertmethode der BEK wird auch für den Düngewert des anfallenden Wirtschaftsdüngers eine Gutschrift für die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium vergeben.

Tabelle 72: Treibhausgasgutschriften für Nebenprodukte der Milcherzeugung (nach BEK 2016) [in $kgCO_2eq$/Betrieb und Jahr] und sich unter der Berücksichtigung der Gutschriften ergebende Treibhausgaspotenziale [kg ECM Milch]

Betriebsmodell	Gutschrift für Bullenkälber	Gutschrift für Färsen & Altkühe	Gutschrift für Humuswert	Gutschrift für Düngewert	Summe Gutschrift	GWP-Gesamt aus Basisszenario	GWP-Gesamt inkl. Gutschriften	GWP/kg ECM Milch
Allgäu_7000_2,7	18.998	83.435	29.360	16.768	148.562	459.200	310.638	1,11
Allgäu_Weide_7000_2,7	18.998	83.435	29.360	16.768	148.562	414.694	266.132	0,95
Allgäu_öko_6000_4,1	18.998	81.013	29.360	16.198	145.568	365.948	220.380	0,92
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	18.998	81.013	29.360	16.198	145.568	341.915	196.346	0,82
Mittelgebirge_8500_2,7	44.329	174.313	73.400	44.062	336.104	1.158.448	822.344	0,97
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	44.329	174.313	73.400	44.062	336.104	1.097.299	761.195	0,90
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	44.329	164.029	73.400	39.602	321.361	909.575	588.214	0,84
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	44.329	164.029	73.400	39.602	321.361	856.494	535.133	0,76
Nord_8500_2,7	52.245	208.754	88.080	52.874	401.954	1.353.764	951.811	0,93
Nord_Weide_8500_2,7	52.245	208.754	88.080	52.874	401.954	1.365.902	963.949	0,95
Nord_öko_7000_4,1	52.245	195.942	88.080	47.522	383.790	1.092.594	708.804	0,84
Nord_öko_Weide_7000_4,1	52.245	195.942	88.080	47.522	383.790	1.043.328	659.538	0,79
Ost_8500_2,7	218.480	870.300	367.000	220.310	1.676.090	6.147.455	4.471.365	1,05
Ost_Weide_8500_2,7	218.480	870.300	367.000	220.310	1.676.090	5.832.615	4.156.525	0,98
Ost_öko_7000_4,1	218.480	817.468	367.000	198.010	1.600.958	4.687.830	3.086.872	0,88
Ost_öko_Weide_7000_4,1	218.480	817.468	367.000	198.010	1.600.958	4.485.775	2.884.817	0,82

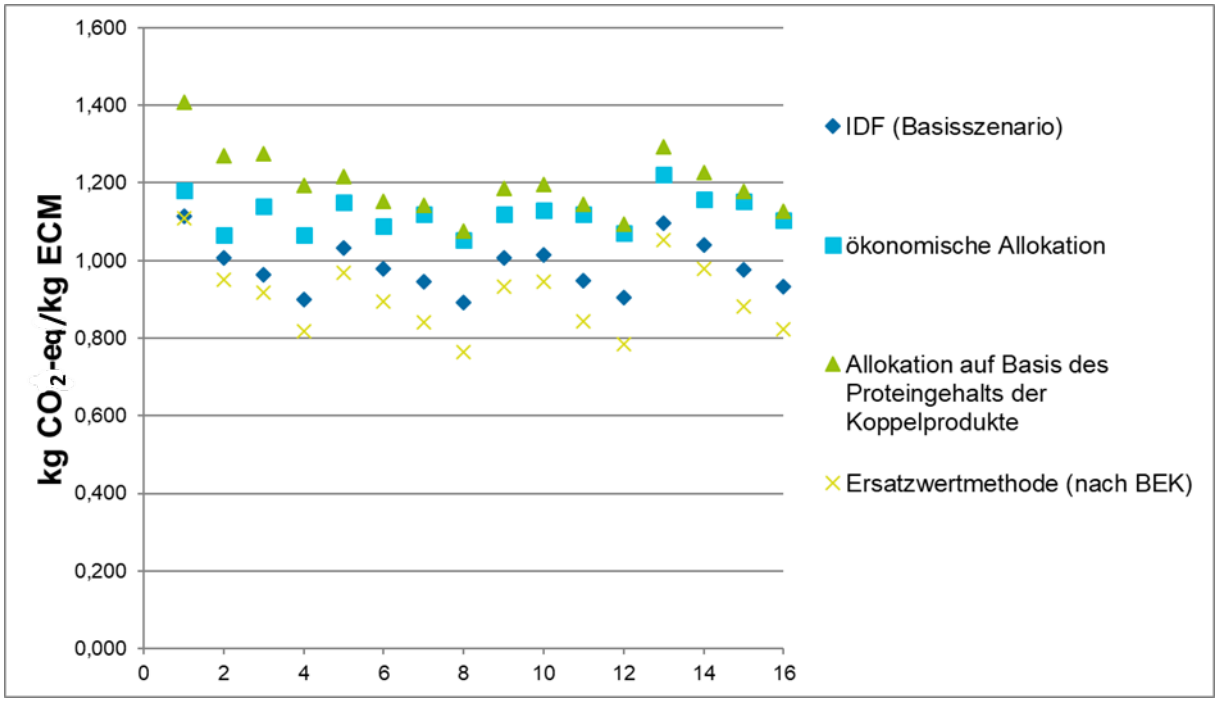
BEK = Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen, GWP = Treibhausgaspotenzial, ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle ist jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung und Berechnung, Öko-Institut e.V., teilweise basierend auf BEK (2016)

Abbildung 21 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Allokation am Beispiel der Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator GWP pro kg ECM-Milch.

Abbildung 21: Darstellung der Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator GWP pro kg ECM-Milch bei Anwendung verschiedener Allokationsverfahren.



Erläuterung:
x-Achse: Die Zahlen 1 – 16 sind die verschiedenen Betriebsmodelle in der in Tabelle 72 genannten Reihenfolge
IDF = International Dairy Foundation, BEK = Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Abbildung 21 hervorgeht, ergeben sich in Abhängigkeit vom angewandten Allokationsverfahren beträchtliche Unterschiede bei den absoluten Ergebnissen. Während das GWP Ergebnis bei Anwendung der IDF-Methode (entspricht dem Basisszenario, blaue Rauten) zwischen 0,89 – 1,22 kg CO_2eq pro kg ECM-Milch liegt, führt beispielsweise eine Allokation auf Basis des Proteingehalts der Koppelprodukte (grüne Dreiecke) zu deutlich höheren GWP-Werten von 1,07-1,41 kg CO_2eq pro kg ECM-Milch. Die Werte für die Ersatzwertmethode liegen für die Mehrheit der betrachteten Betriebsmodelle knapp unterhalb der Ergebnisse der IDF-Methode und weisen somit insgesamt die niedrigsten Absolutwerte auf.

Während sich in Bezug auf die absoluten GWP-Ergebnisse vergleichsweise deutliche Unterschiede zeigen, gilt dies nicht im selben Maße für die relative Verteilung bei Gegenüberstellung der Ergebnisse der einzelnen Betriebsmodelle.

In Tabelle 73 sind die relativen Ergebnisse der GWP-Werte in Abhängigkeit vom gewählten Allokationsverfahren dargestellt.

Tabelle 73: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Anwendung verschiedener Allokationsverfahren

Die Treibhausgaspotenziale, die sich durch die Anwendung verschiedener Allokationsverfahren ergeben, sind im Verhältnis zu den Ergebnissen des Basiszenario (IDF-Methode) in Prozent dargestellt.

Kurzbezeichnung*	IDF-Methode/ IDF-Methode	Ökonomisch/ IDF-Methode	Proteingehalt (Milch/Fleisch) / IDF-Methode	Ersatzwert-Methode/ IDF-Methode
Allgäu_7000_2,7	100%	106%	126%	99%
Allgäu_Weide_7000_2,7	100%	106%	126%	94%
Allgäu_öko_6000_4,1	100%	118%	133%	95%
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	100%	118%	133%	91%
Mittelgebirge_8500_2,7	100%	111%	118%	94%
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	100%	111%	118%	91%
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	100%	118%	121%	89%
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	100%	118%	121%	86%
Nord_8500_2,7	100%	111%	118%	93%
Nord_Weide_8500_2,7	100%	111%	118%	93%
Nord_öko_7000_4,1	100%	118%	121%	89%
Nord_öko_Weide_7000_4,1	100%	118%	121%	87%
Ost_8500_2,7	100%	111%	118%	96%
Ost_Weide_8500_2,7	100%	111%	118%	94%
Ost_öko_7000_4,1	100%	118%	121%	90%
Ost_öko_Weide7000_4,1	100%	118%	121%	88%

IDF = International Dairy Foundation

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Tabelle 73 hervorgeht, führt die Anwendung der ökonomischen Allokation bei den konventionellen Betriebssystemen zu 11 % höheren Treibhausgasemissionen. Lediglich bei den konventionellen Betriebsmodelle der Region Allgäu erhöhen sich die Indikatorwerte nur um etwa 7 %, was auf die Berücksichtigung der höheren Fleischerlöse beim Verkauf von Fleckvieh zurückgeführt werden kann. Gleichzeitig führt die ökonomische Allokation bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen durchweg zu 18 % höheren Ergebniswerten pro kg ECM. Dieser Sachverhalt ist eindeutig darauf zurückzuführen, dass für ökologisch erzeugte Milch deutlich höhere Preise erzielt werden. Daneben bestehen auch Unterschiede bei der konventionellen und ökologischen Erzeugung von Fleisch als Koppelprodukt. Die Unterschiede sind beim Koppelprodukt Fleisch jedoch nicht so deutlich wie bei der Milch. Dies führt dazu, dass bei Anwendung eines ökonomischen Allokationsverfahrens der Milch aus ökologischen Betriebsmodellen ein höherer Anteil der Umweltbelastungen zugerechnet wird.

Ein ähnliches Bild wie für die ökonomische Alloaktion zeigt sich für die Allokation auf Basis des Proteingehalts der Koppelprodukte. Die Anwendung des entsprechenden Allokationsfaktors führt generell in allen Betriebsmodellen zu mitunter deutlich höheren Treibhausgasemissionen (+18 - +33 %) pro kg Milch.

Die Ergebnisse der Ersatzwertmethode liegen leicht unterhalb des im Basisszenario angewandten Verfahrens nach der IDF-Methode. Insbesondere bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen errechnet sich bei Anwendung der Ersatzwertmethode ein bis zu 14 % geringeres Treibhausgaspotenzial pro kg Milch. Im Vergleich zu den konventionellen Betriebssystemen, bei denen dieser Effekt etwas weniger deutlich ausgeprägt ist, wirken sich die für Koppelprodukte vergebenen Gutschriften bei den ökologischen Betriebsmodellen stärker auf das Ergebnis der Treibhausgasbilanz aus.

5.4.7 Sensitivitätsanalyse 7: Stallsysteme

Im Basisszenario dieser Untersuchung wird für alle Betriebsmodelle davon ausgegangen, dass es sich bei den Ställen um Liegeboxenlaufställe handelt, in denen die Exkremente der Tiere als Flüssigmist anfallen und gelagert werden. In der nachfolgend dargestellten Sensitivitätsanalyse wird untersucht, wie sich die Ergebnisse ändern, wenn man stattdessen von Tretmistställen ausgeht, bei denen Festmist anfällt.

Die Darstellung eines alternativen Stallsystems mit Tretmiststall und Festmist erfolgt ebenfalls anhand der Beispielregion Mittelgebirge. Die dabei für die Betriebsmodelle berücksichtigten Leistungsparameter sind in Tabelle 74 dargestellt.

Tabelle 74: Darstellung der vier im Rahmen der Sensitivitätsanalyse untersuchten Betriebsmodelle mit Tretmistställen und Festmist am Beispiel der Region Mittelgebirge

Kurzbezeichnung*	Wirtschaftsweise	Weidegang	Milchleistung [in kg/TP]	Laktation
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	Konventionell	Mit Weide	8500	2,7
Mittelgebirge_8500_2,7_TM	Konventionell	Ohne Weide	8500	2,7
Mittelgebirge_öko_Weide7000_4,1_TM	ökologisch	Mit Weide	7000	4,1
Mittelgebirge_öko_7000_4,1_TM	ökologisch	Ohne Weide	7000	4,1

TP = Tierplatz, TM = Tretmiststall

* In der Kurzbezeichnung sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Die Ammoniak- und Lachgasemissionen aus dem Stall und dem Wirtschaftsdüngerlager unterscheiden sich bei einem Tretmiststall im Vergleich zu einem Liegeboxenlaufstall mit Flüssigmist. Dementsprechend müssen auch die Ammoniak- und Lachgasemissionen für dieses Stallsystem neu berechnet werden. Die Ammoniakemissionen und die indirekt daraus entstehenden Lachgasemissionen sind in Tabelle 75 und Tabelle 76 dargestellt.

Tabelle 75: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus dem Stall bei Tretmistställen mit Festmist

Betriebsname*	Stickstoffausscheidung gesamt [kg N/Kuh]	NH_3 Ammoniakemissionen aus Stall [kg NH_3-N/Kuh]	Lachgasemissionen aus Stall [kg N_2O/Kuh]
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	134,00	14,80	0,232
Mittelgebirge_8500_2,7_TM	134,00	19,12	0,300

Betriebsname*	Stickstoffausscheidung gesamt [kg N/Kuh]	NH_3 Ammoniak-emissionen aus Stall [kg NH_3-N/Kuh]	Lachgasemissionen aus Stall [kg N_2O/Kuh]
Mittelgebirge_öko_Weide_4,1_TM	122,00	13,48	0,212
Mittelgebirge_öko_4,1_TM	122,00	17,41	0,273

TM = Tretmiststall, N = Stickstoff

* Im Betriebsname sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Tabelle 76: Ammoniak- und indirekte Lachgasemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist am Beispiel der Region Mittelgebirge

Betriebsname*	NH_{4+}-N Im WD-Lager [kg NH4-N/Kuh]	NH_3 Ammoniakemissionen aus WD-Lager [kg NH_3-N/Kuh]	N_2O aus WD-Lager [kg N_2O/Kuh]
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	54,69	32,81	0,515
Mittelgebirge_8500_2,7_TM	70,66	42,39	0,666
Mittelgebirge_öko_Weide_4,1_TM	49,79	29,87	0,469
Mittelgebirge_öko_4,1_TM	64,33	38,60	0,606

WD = Wirtschaftsdünger, TM = Tretmiststall

* Im Betriebsname sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Die für eine Berücksichtigung von Tretmistställe und Festmist errechneten direkten Lachgasemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager finden sich in Tabelle 77.

Tabelle 77: Lachgasemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist

Betriebsname*	N_2O-N Emissionen Stall und WD-Lager [kg N_2O-N /Kuh]	N_2O-Emissionen aus Stall und WD-Lager [kg N_2O/Kuh]
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	0,21	0,326
Mittelgebirge_8500_2,7_TM	0,27	0,421
Mittelgebirge_öko_Weide_4,1_TM	0,19	0,296
Mittelgebirge_öko_4,1_TM	0,24	0,383

WD = Wirtschaftsdünger, TM = Tretmiststall

* Im Betriebsname sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Bei den Betriebsmodellen mit Weidehaltung müssen zusätzlich die Lachgasemissionen auf der Weide berücksichtigt werden. Die hierfür berechneten Werte finden sich in Tabelle 78.

Tabelle 78: Lachgasemissionen aus Weidehaltung bei Tretmistställen mit Festmist

Betriebsname*	N_2O-N auf Weide [kg N_2O-N /Kuh]	N_2O auf Weide [kg N_2O/Kuh]
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	0,61	0,951
Mittelgebirge_öko_Weide_4,1_TM	0,55	0,866

WD = Wirtschaftsdünger, TM = Tretmiststall

* Im Betriebsname sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Auch für die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngerlager errechnen sich bei Tretmistställen mit Festmist neue spezifische CH_4-Emisionen pro Tier. Diese sind in Tabelle 79 dargestellt.

Tabelle 79: Methanemissionen aus Wirtschaftsdüngerlager bei Tretmistställen mit Festmist

Betriebsname*	oTM-Ausscheidungen im Stall [kg oTM/Kuh]	CH_4-Emissionen aus WD-Lager [m^3 CH_4/Kuh]	CH_4-Emissionen aus WD-Ausbringung [kg CH_4/Kuh
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_TM	1.181,63	46,20	30,955
Mittelgebirge_8500_2,7_TM	1.526,71	59,69	39,995
Mittelgebirge_öko_Weide_4,1_TM	1.064,51	43,45	29,114
Mittelgebirge_öko_4,1_TM	1.375,38	56,14	37,617

oTM = organische Trockenmasse, TM = Tretmiststall, WD = Wirtschaftsdünger

* Im Betriebsname sind zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von Arbeitsgruppe (BEK 2016), Öko-Institut e.V.

Letztlich sind auch die Emissionen aus der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers davon abhängig, ob es sich dabei um Flüssig- oder Festmist handelt. Auch für die Wirtschaftsdüngerausbringung müssen die Emissionen für die Festmistausbringung entsprechend neu berechnet werden.

Die Darstellung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse erfolgt am Beispiel der Gesamtergebnisse in Tabelle 80.

Tabelle 80: Sensitivitätsanalyse zum Stallsystem: Tretmiststall mit Festmist anstelle von Liegeboxenlaufstall mit Flüssigmist, Ergebnisse vor Allokation, pro kg ECM Milch

	Betriebsmodell*	KEA	Wasser-verbrauch	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)
	Kurzbezeichnung	**[MJ]**	**[m^3]**	**[kg CO_2eq]**	**[g SO_2 eq]**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB]**	**[kg 1,4-DCB]**	**[m^2a crop eq]**
BS	Mittelgebirge_8500_2,7	11,54	0,32	1,36	7,20	0,15	12,30	1,17	0,33
SA	Mittelgebirge_8500_2,7_Tretmist	16,99	0,37	1,47	16,80	0,19	13,80	1,43	1,46
BS	Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	10,51	0,28	1,29	6,30	0,14	10,70	0,99	0,25
SA	Mittelgebirge_Weide_8500_2,7_Tretmist	15,42	0,33	1,40	13,80	0,17	12,50	1,27	1,30
BS	Mittelgebirge_öko_7000_4,1	12,00	0,36	1,34	11,60	0,18	10,60	0,99	0,58
SA	Mittelgebirge_öko_7000_4,1_Tretmist	8,15	0,25	1,33	19,40	0,14	9,10	0,82	0,49
BS	Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	8,91	0,29	1,26	9,00	0,15	9,00	0,81	0,06
SA	Mittelgebirge_öko_Weide_4500_4,1_Tretmist	6,24	0,21	1,25	15,00	0,12	7,80	0,67	0,32

BS = Basisszenario, SA = Sensitivitätsanalyse

ECM = Energy Corrected Milk, KEA = Kumulierter Energieaufwand, 1,4-DCB = 1,4_Dichlorbenzol

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Wie aus Tabelle 80 hervorgeht, führt die Annahme eines Tretmiststalls mit Festmistanfall bei den konventionellen Betriebsmodellen zu durchgängig höheren Treibhausgaspotenzialen (8 – 9 % höher)bis hin zu einer 4-5-fach höheren Landnutzung. Grund hierfür sind jeweils zwei wesentliche Aspekte. Bei Festmist handelt es sich um ein sehr inhomogenes Gut, dessen Düngerwirkung nur schwer einschätzbar ist. Zudem kann Festmist im Gegensatz zu Flüssigmist mit der vorhandenen Verteiltechnik nicht oder nur sehr stark eingeschränkt in den stehenden Pflanzenbestand eingebracht werden. Dadurch ist auch das Zeitfenster für die Ausbringung eingeschränkt. Bei den konventionellen Betriebsmodellen wird deshalb von einer verstärkten Düngung mit mineralischen Ergänzungsdüngern ausgegangen. Der zweite Aspekt, der insbesondere bei der Landnutzung zum Tragen kommt, ist der ca. 10-fach höhere Strohbedarf für die Einstreu in Tretmistställen im Vergleich zu Liegeboxenlaufställen mit Flüssigmist. Für die Einstreu im Flüssigmiststall wird angenommen, dass diese als Beiprodukt des Futteranbaus anfällt. Die dabei anfallenden Aufwendungen im Zug der Bergung des Einstreugutes (v. a. Dieselverbrauch) werden berücksichtigt. Für die große Mengen an Stroh für den Tretmiststall wird angenommen, dass dieses als Fremdprodukt zugekauft wird. Die mit der Bereitstellung verbundenen Aufwendungen sind dadurch vergleichsweise hoch.

Die hier vorgenommene Bewertung des höheren Strohbedarfs muss daher als obere Abschätzung angesehen werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch der Mehrbedarf an Stroh für einen Festmiststall in der Praxis als Nebenprodukt anfällt. Entsprechend ist die hier getroffene Annahme das Stroh als betriebsexternes Produkt zu beschaffen als ergebnisrelevant anzusehen und bei der Auswertung der Ergebnisse entsprechend zu berücksichtigen.

6 Auswertung und Diskussion der Ergebnisse

Das folgende Kapitel dient der Auswertung der Ergebnisse der Sachbilanz- und der Wirkungsabschätzung. Ein wesentlicher Aspekt ist dabei, die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung vor dem Hintergrund in der Literatur verfügbarer Ergebnisse zu diskutieren und in einen weiteren Kontext einzuordnen.

6.1 Zweckmäßigkeit der Festlegung des Systemnutzens, der funktionellen Einheiten und der Systemgrenze

Das Ziel dieser Studie ist ein direkter – möglichst alle relevanten Umweltaspekte umfassender – Vergleich der potenziellen Umweltbelastungen, die mit der konventionellen und ökologischen Milcherzeugung in Deutschland verbunden sind. Hierzu wurden für vier Beispielregionen typische konventionelle und ökologische Milcherzeugungssysteme, jeweils mit und ohne Weidehaltung, modelliert.

Im Zuge der Modellierung der Milcherzeugungssysteme mussten entsprechend dem Ziel dieser Studie Festlegungen und Annahmen getroffen werden. Diese wurden jeweils begründet und transparent dokumentiert (vgl. Kapitel 3). In der vorliegenden Untersuchung wurden regionaltypische Betriebsmodelle abgebildet. Diese entsprechen in wesentlichen systembestimmenden Parametern (z. B. Rinderrasse, Milchleistungen, Bestandsgröße, Laktationszahl, Flächenausstattung und -erträge im Futtermittelbau) den in der Region vorherrschenden Milcherzeugungssystemen.

Die Erzeugung von standardisierter Milch zur Abholung ab Hoftor ist die Hauptfunktion aller betrachteten Betriebsmodelle und steht im Mittelpunkt der vorliegenden Studie. Alle hier verglichenen Betriebsmodelle erfüllen denselben Nutzen und sind in dieser Hinsicht als funktional äquivalent anzusehen.

Die Systemgrenze der vorliegenden Untersuchung umfasst die Prozesse der Rohmilchproduktion und schließt die Bereitstellung der Rohstoffe (Futtermittel, Energie, Rinder), die Milchproduktion als solche und die Bereitstellung der Milch zur Abholung am Hoftor ein. Die Herstellung von Maschinen und die Errichtung von Gebäuden (Ställe, Düngemittellager) werden in dieser Studie nicht betrachtet. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die notwendige maschinelle und bauliche Ausstattung der verschiedenen Betriebsmodelle nicht grundlegend voneinander unterschiedet. Dass die Herstellung von Maschinen und die Errichtung von Gebäuden nicht berücksichtigt werden, beeinträchtigt einen ausgewogenen Vergleich der verschiedenen Betriebsmodelle nicht. Die Festlegung der Systemgrenze ist damit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der vorliegenden Untersuchung angemessen.

Durch die Modellierung regionaltypischer Betriebsmodelle fokussiert die vorliegende Studie auf eine Ebene, die oberhalb der Bewertung einzelner landwirtschaftlicher Betriebe angesiedelt ist. Das hier gewählte Vorgehen steht damit in bewusster Ergänzung zu den vom Thünen-Institut auf Ebene mehrjähriger und umfangreicher einzelbetrieblicher Analysen beruhenden „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme“ (Hülsbergen 2013). Die Ergebnisse der insofern unterschiedlich angelegten Studien sind daher nicht unmittelbar vergleichbar.

Die Festlegung regionaltypischer Betriebsmodelle hat einige Vorteile, wie etwa einen etwas geringeren Aufwand zur Erhebung einzelbetrieblicher Prozessparameter (vor allem Emissionen). Gleichzeitig erlaubt das gewählte Vorgehen auch über den Einzelbetrieb hinausreichende Aussagen zum Einfluss der Region, der Wirtschaftsweise sowie zum Einfluss der Weidehaltung.

Dieser generellen Herangehensweise entsprechend werden für die Untersuchung keine einzelbetrieblichen Daten (z.B. Schlaggröße, Entfernung von Futteranbauflächen, Exposition und Bodenbeschaffenheit etc.) erhoben. Mit dem gewählten Ansatz ist es daher nicht möglich, sehr spezifische auf den Einzelbetrieb bezogene Informationen mit auszuwerten. Andererseits ist es mit dem gewählten Ansatz nicht möglich die betriebsspezifischen Auswirkungen auf die Biodiversität zu erfassen. Für die definierten Betriebssysteme sind keine generischen Daten zu biodiversitätsrelevanten Aspekten, wie bestimmte, strukturgebende Elemente (z.B. Büsche, Hecken, Gräben etc.) verfügbar. Entsprechend lassen sich diese biodiversitätsrelevanten Aspekte auch nicht den hier betrachteten Produktionssystemen zuordnen.

Die Bedeutung der Festlegung der funktionellen Einheit wurde in der vorliegenden Untersuchung ausführlich untersucht (vgl. Abschnitt 5.2). Im Zuge der Auswertung wird diesem Aspekt ebenfalls explizit Rechnung getragen (vgl. Abschnitt 6.2.1).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Festlegung des Systemnutzens, der funktionellen Einheiten und der Systemgrenze, ebenso wie der gewählte Modellierungsansatz zweckmäßig sind und das Ziel und den Untersuchungsrahmen der vorliegenden Studie erfüllen.

6.2 Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Für sämtliche im Vorhaben erhobene Prozessdaten wurde im Zuge der Erstellung der Sachbilanz die Datenqualität bewertet. Die Modellierung der verglichenen Betriebsmodelle beruht jeweils auf einer konsistenten, hinreichend detaillierten und unter Qualitätsgesichtspunkten ausführlich bewerteten Datenbasis. Die der Bewertung dabei zugrunde gelegte, semiquantitative Matrix findet sich in Anhang A.1. Eine vollständige Liste der erfassten Daten, inklusive der Bewertung der Datenqualität, liegt in elektronischer Form vor. Diese steht nach Abschluss des Vorhabens auf Nachfrage beim Umweltbundesamt und den Verfassern und Verfasserinnen der Studie zur Verfügung.

In Bezug auf die Datenherkunft und die Datenqualität bestehen keine Unterschiede zwischen den einzelnen hier verglichenen Milcherzeugungssystemen. Ein direkter Vergleich der Betriebsmodelle ist demnach zulässig. Die verwendeten Sachbilanzdaten sind als zufriedenstellend und angemessen anzusehen.

Nachfolgend werden zunächst die als relevant für Ergebnisse anzusehenden Festlegungen zur Sachbilanz dargestellt. Daran anschließend werden diejenigen Sachbilanzparameter, die in Hinblick auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung als besonders signifikant identifiziert wurden, erörtert.

6.2.1 Einschätzung zur Bedeutung der gewählten Funktionellen Einheit

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen sind abhängig von der jeweiligen Bezugsgröße bzw. funktionellen Einheit. Den unterschiedlichen Teilfragestellungen folgend, werden die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung auf verschiedene funktionelle Einheiten bezogen dargestellt. Die am häufigsten angewandte Bezugsgröße zur Bewertung von Milcherzeugungssystemen ist die funktionelle Einheit „pro kg ECM-Milch“ (vgl. Abschnitt 5.2.2). Ergänzend werden auch die ökonomische Bezugsgröße „pro € marktfähigem Produkt“ (vgl. Abschnitt 5.2.3) und die flächenbezogene Größe „pro landwirtschaftliche Nutzfläche“ (vgl. Abschnitt 5.2.4) dargestellt.

Für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren weisen die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen einen Umweltvorteil auf. Vergleicht man die Ergebnisse der Sachbilanz pro € markfähigem Produkt mit den Ergebnissen pro kg ECM-Milch, so schneiden die ökologischen Produkte gegenüber den konventionellen Produkten in den Wirkungskategorien KEA, Wasserverbrauch, Treibhausgaspotenzial, Süßwasser-Eutrophierung, sowie Ökotoxizität noch besser ab. Das heißt pro € marktfähiger Produkte sind die Ergebnisse für diese Wirkungskategorien bzw. die Umweltbelastungspotenziale für die ökologischen Betriebsmodelle geringer als pro kg ECM-Milch. Auch beim Versauerungspotenzial liegen die Indikatorergebnisse für die ökologischen Betriebsmodelle nun niedriger bzw. vergleichbar mit den konventionellen Betriebsmodellen. Dieser Effekt beruht auf der Tatsache, dass für ökologisch erzeugte Milch und ökologisch erzeugtes Rindfleisch höhere Preise erzielt werden. Hierbei ist aus betriebswirtschaftlicher Sicht zu berücksichtigen, dass der Landwirtin oder dem Landwirt bei der Erzeugung ökologischer Produkte auch höhere Betriebskosten (v.a. für Futtermittel) anfallen.

Zudem kann festgehalten werden, dass die Erlöse in der konventionellen Produktion pro € marktfähigem Produkt aus konventionellen Milchproduktionssystemen mit höheren Umweltbelastungen verbunden sind als die Erlöse von Betriebsmodellen mit ökologischer Wirtschaftsweise pro € marktfähigen Produkt aus ökologisch wirtschaftenden Betriebssystemen.

Fazit: Bezieht man die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen auf die ökonomische Bezugsgröße „pro € marktfähigem Produkt“, betont dies den Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle.

Die Gesamtergebnisse pro ha betriebseigener landwirtschaftlicher Nutzfläche weisen ebenfalls einen deutlichen Umweltvorteil der ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen auf. Auch hier bestätigt sich der Umweltvorteil für alle im Rahmen dieses Vorhabens betrachteten Wirkungskategorien und für alle betrachteten Regionen.

Bei der Berechnung der Ergebnisse pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche für den Futtermittelanbau werden sowohl die betriebseigenen Flächen für den Eigenfutteranbau (Grundfutter) und die erforderlichen Flächen zur Ausbringung des Wirtschaftsdüngers als auch die Flächeninanspruchnahme für zugekauftes Futter (Milchleistungsfutter, Mineralfutter) berücksichtigt.

Fazit: Bezieht man die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen auf die flächenbezogene Größe „pro Hektar in Anspruch genommene landwirtschaftliche Fläche“, so betont dies den Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle.

6.2.2 Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und/oder Allokation

Milcherzeugungssysteme sind, wie viele landwirtschaftliche Produktionssysteme, Multi-Output-Prozesse. Im Rahmen der ökobilanziellen Bewertung müssen diese Koppelprodukte adäquat berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 3.2.6). Wird ein Allokationsfaktor für die beiden wesentlichen Produkte Milch und Fleisch berücksichtigt, führt dies zu grundsätzlich niedrigeren Absolutwerten. Dies ergibt sich als logische Folge daraus, dass die Aufwendungen des Gesamtprozesses nun nicht mehr der Milchproduktion allein zugerechnet werden, sondern auf die beiden Hauptprodukte Fleisch und Milch aufgeteilt werden. Dieser Effekt wirkt sich bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen noch etwas stärker auf das Ergebnis aus, da in diesen pro kg Milch geringfügig mehr Fleisch erzeugt wird.

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse konnte einerseits gezeigt werden, dass die Wahl des Verfahrens tatsächlich von hoher Ergebnisrelevanz ist und zu mitunter beträchtlichen Unterschie-

den bei den absoluten Ergebnissen der ökobilanziellen Bewertung führt. Während das Treibhausgaspotenzial bei Anwendung der IDF-Methode und der Ersatzwertmethode nach BEK am niedrigsten liegt, führt beispielsweise eine Allokation auf Basis des Proteingehalts der Koppelprodukte zu deutlich höheren absoluten Werten für das Treibhausgaspotenzial (vgl. Abschnitt 5.4.3).

Während sich in Bezug auf die absoluten Ergebnisse der Treibhausgasbilanz also vergleichsweise deutliche Unterschiede zeigen, ändert sich die relative Lage der Ergebnisse eher wenig. Die übergeordnete Einschätzung, dass die Mehrheit der ökologischen Betriebssysteme im direkten Vergleich ein geringfügig niedrigeres Treibhausgaspotenzial aufweisen, ändert sich also nicht. Auffällig ist die Region Allgäu, bei der sich durch Anwendung der ökonomischen Allokation gegenüber den übrigen Regionen leichte Vorteile ergeben. Diese sind darauf zurückzuführen, dass hier mit dem Fleckvieh eine Zweinutzungsrasse berücksichtigt wurde, für welche sich beim Verkauf des Rindfleischs im Vergleich zur Milch höhere Preise erzielen lassen.

Hierbei ist es wichtig, sich zu vergegenwärtigen, dass es bei der ökonomischen Allokation vor allem um das relative Verhältnis der Preise für die Koppelprodukte Milch und Fleisch geht. Je größer der Anteil der Milch am Gesamterlös, desto größer fällt auch der Anteil der Umweltwirkungen aus, der dem Produkt Milch zugerechnet wird. Hiervon ist die Festlegung einer ökonomischen Bezugsgröße (z.B. pro € marktfähiges Produkt) als funktionelle Einheit zu unterscheiden, bei der die Gesamterlöse aus Milch und Fleischprodukten herangezogen werden.

Festzuhalten ist darüber hinaus auch, dass die Zweckmäßigkeit der Anwendung von Allokationsregeln selbst stark abhängig von der Verfügbarkeit notwendiger Inputdaten ist. Dies gilt für die vorliegende Untersuchung zum Beispiel besonders für die Anwendung der ökonomischen Allokation. Hier konnten spezifische Kostensätze sowohl für die konventionelle und ökologische Milcherzeugung als auch für das Koppelprodukt Fleisch berücksichtigt werden. Für eine weitere Differenzierung, wie etwa spezifische Preise für Weide- oder Heumilch, lagen hingegen keine entsprechenden Daten vor.

Fazit: Die Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und zu Allokationsverfahren sind vor allem in Hinblick auf die Bewertung der absoluten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung relevant. Der Vergleich konventioneller und ökologischer Betriebsmodelle mit und ohne Weidehaltung ist davon weniger betroffen, als wenn Vergleiche zwischen den Ergebnissen unterschiedlicher Studien gezogen werden. Der als Branchenstandard definierte Ansatz zur biophysikalischen Allokation nach IDF (IDF 2013) ist vor diesem Hintergrund als adäquater Ansatz für die vorliegende Untersuchung anzusehen. Ebenfalls relevant ist eine hinreichend gute Datengrundlage für die plausible Ableitung von Allokationsfaktoren.

6.2.3 Bedeutung der Milchleistung

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Studie kann festgehalten werden, dass die angesetzte Milchleistung ein wesentliches Charakterisierungsmerkmal für die jeweiligen Betriebsmodelle darstellt. Die Milchleistung ist der Hauptfaktor bei der Berechnung des Gesamtenergiebedarfs der Milchkühe. Aus diesem wiederum errechnet sich der Futterbedarf und, damit verbunden, auch die direkten Emissionen der Milcherzeugung und des Wirtschaftsdüngeranfalls. Wie die ausführliche Beitragsanalyse in Abschnitt 5.3 zeigt, sind die genannten Prozesse von hoher Relevanz für die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung.

Für die konventionelle und ökologische Milcherzeugung werden jeweils für die Regionen und die eingesetzten Rinderrassen typische Milchleistungen berücksichtigt. Die konventionellen Betriebsmodelle haben demnach pro Kuh durchgängig höhere Milchleistungen als die jeweilige

ökologische Vergleichsvariante. Der daraus bei den konventionellen Betriebsmodellen resultierende höhere Energiebedarf wird über einen entsprechend höheren Anteil an Milchleistungsfutter in der Futterration ermöglicht. Dieser hat wiederum maßgeblichen Einfluss auf die potenziellen Umweltwirkungen der Milcherzeugung.

Die im Vergleich zur konventionellen Erzeugung im Durchschnitt geringeren Milchleistungen bei den Öko-Betriebsmodellen reflektieren dabei die reale Situation der Milcherzeugung in Deutschland. Die durchschnittlichen Milchleistungen sind Folge des Zusammenwirkens komplexer agrarstruktureller, betrieblicher und genetischer Einflussfaktoren. Für die vorliegende Studie ist vor allem die geringere Milchleistung in der Region Allgäu zu erwähnen. Bei dem hier eingesetzten Fleckvieh handelt es sich um eine Zweinutzungsrasse (vgl. auch höhere Fleischpreise für Fleckvieh, siehe Abschnitt 5.2.3).

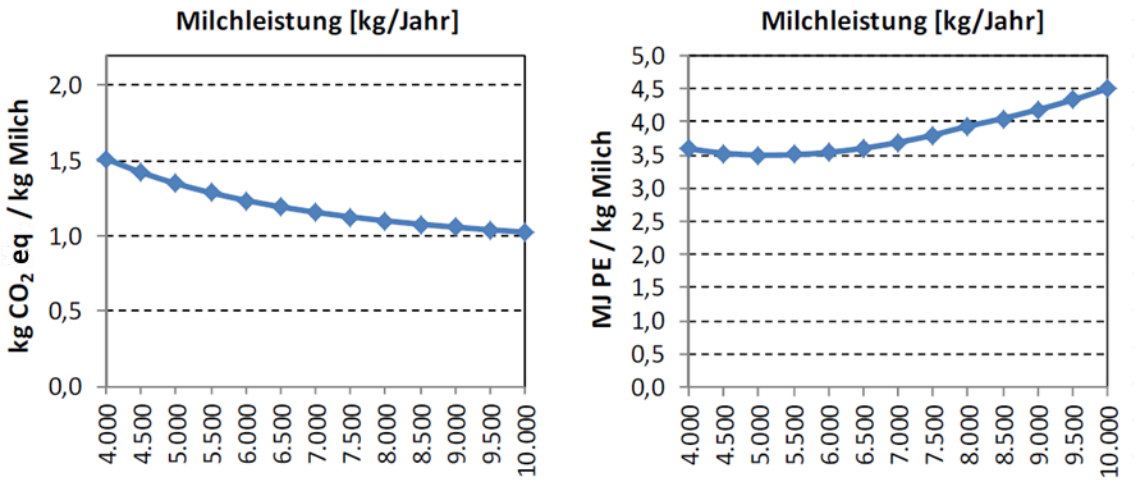
Ein mit der betrachteten Milchleistung indirekt korrelierter Aspekt ist der sogenannte Erhaltungsbedarf (Energiebedarf für Stoffwechsel, Wachstum des Fötus in der tragenden Kuh) der Milchkühe. Beim Erhaltungsbedarf wird in der vorliegenden Untersuchung kein Unterschied zwischen der konventionellen und ökologischen Milcherzeugung gemacht. Bezogen auf die funktionelle Einheit „pro kg ECM-Milch“ ist der relative Beitrag des Energiebedarfs aus der Erhaltung jedoch abhängig von der angesetzten Milchleistung.

Im Basisszenario der vorliegenden Untersuchung erfolgt keine Differenzierung nach geringen, mittleren oder hohen Milchleistungen pro Kuh. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.4.1) wird gezeigt, dass die Annahme einer um 1.500 kg bzw. 18 % höheren Milchleistung der konventionellen Betriebsmodelle generell zu höheren Umweltbelastungspotenzialen in den Wirkungskategorien KEA und Landnutzung führt. Beim Treibhausgaspotenzial und den übrigen Umweltwirkungen führt eine höhere Milchleistung nur zu geringfügigen Änderungen bei den Umweltbelastungen. Ausgehend von der durchschnittlich hohen Milchleistung in den konventionellen Betriebsmodellen erscheint eine weitere Erhöhung vor diesem Hintergrund keine geeignete Maßnahme zur Reduktion der Umweltbelastung der Milchproduktion zu sein.

Bei der Variation der Milchleistung in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben wird sowohl eine Erhöhung (Steigerung um 1500 kg bzw. 21 %) als auch eine Verringerung (Reduktion um 2.500 kg bzw. -36 %) der Produktion betrachtet. Während die höhere Milchleistung zu höheren Ergebnissen in den Wirkungskategorien KEA und Landnutzung führt, liegt das Treibhausgaspotenzial in diesem Fall etwas niedriger. Die weiteren Wirkungsindikatoren werden nur geringfügig beeinflusst. Etwas anders verhält es sich bei der Annahme einer sehr geringen Milchleistung von lediglich 4.500 kg ECM pro Kuh, was dem unteren Ende einer wirtschaftlich ausgerichteten Milcherzeugung entspricht. Für die Mehrheit der betrachteten Wirkungskategorien führt die Extensivierung der Produktion zu geringeren Umweltbelastungen. Jedoch ergibt sich ein deutlich erhöhtes Treibhausgaspotenzial. Hier wirkt sich über die direkten Emissionen der Milcherzeugung (v.a. Methanemissionen bei der Verdauung) der pro kg Milch zu berücksichtigende Erhaltungsbedarf der Milchkühe besonders stark aus.

Die Befunde zur Bedeutung der Milchleistung decken sich weitgehend mit den Ergebnissen von Müller-Lindenlauf et al (2014), bei denen gezielt das Treibhausgaspotenzial der Milcherzeugung in Abhängigkeit von der Milchleistung pro Jahr untersucht wurde (vgl. Abbildung 22).

Abbildung 22: Effekt einer veränderten Milchleistung und dadurch bedingten Umstellung des Futters auf die Treibhausgasbilanz und den Primärenergiebedarf



PE = Prämierungsenergiebedarf
Quelle: Müller-Lindenlauf 2014

Ausgehend von einem niedrigen Milchleistungsniveau lassen sich durch moderate Intensivierung zunächst deutliche Einsparungen beim Treibhausgaspotenzial erreichen. Je höher die Milchleistung, desto geringer der mögliche Einspareffekt durch weitere Intensivierung. So ergeben sich zwischen einer Milchleistung von 8.500 kg und 10.000 kg nur noch vergleichsweise geringe Unterschiede beim Treibhausgaspotenzial. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch Frank et al. (2014), die zeigen, dass eine Steigerung der Milchleistung über 7.500 kg hinaus keinen positiven Effekt auf die Treibhausgasemissionen pro kg Milch mehr hat.

Die Ergebnisse der vorliegenden Auswertung zeigen darüber hinaus jedoch auch, dass eine unter Klimaschutzgesichtspunkten möglicherweise gerechtfertigte Erhöhung der ökologischen Milchproduktion mit Nachteilen bei anderen Umweltproblemfeldern, wie dem kumulierten Energieaufwand und der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme, einhergehen kann (vgl. Abschnitt 5.4.1).

6.2.4 Bedeutung der Futtergrundlage und der Zusammensetzung des Milchleistungsfutters

Wie die ausführliche Beitragsanalyse für alle im Rahmen dieser Untersuchung ausgewerteten Umweltwirkungskategorien eindeutig zeigt, ist das eingesetzte Futtermittel und insbesondere der Bedarf und die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters relevant.

Der mit Abstand wichtigste Bestandteil des konventionellen Milchleistungsfutters ist die sojabasierte Futtermittelkomponente. Weitere relevante Beiträge stammen aus dem Anbau der Getreidebestandteile. Wie im Rahmen der entsprechenden Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.4.2) gezeigt werden konnte, lassen sich durch die Substitution von sojabasierten Komponenten durch einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, erhebliche Umweltverbesserungen erzielen.

Aufgrund der geringen Hektarerträge weist das ökologische Milchleistungsfutter in der vorliegenden Studie besonders große Umweltauswirkungen auf. Hier wird besonders deutlich, was innerhalb der Bandbreiten der hier untersuchten Futtergrundlage generell gilt. Je weniger

Milchleistungsfutter in einem Betrieb eingesetzt werden muss, desto günstiger wirkt sich dies auf die spezifische Umweltbelastung der Milch aus.

6.2.5 Bedeutung der Laktationszahl am Beispiel konventioneller Betriebsmodelle

Am Beispiel der konventionellen Betriebsmodelle der Region Mittelgebirge wurde der Einfluss der Laktationszahl in der vorliegenden Studie untersucht (siehe Kapitel 5.4.4). Es wurde davon ausgegangen, dass der Milcherzeugungsbetrieb seinen Bedarf an Milchkühen über die eigene Nachzucht selbstständig deckt, überschüssige Kälber und Aufzuchtfärsen werden demnach verkauft. Die Aufwendungen für die Aufzucht wurden vollumfänglich betrachtet. Unterschieden wird jeweils in der Art der Fütterung der Tiere und insbesondere der Kälber (vgl. Abschnitt 4.1). Die getroffenen generellen Annahmen zur Aufzucht von Kälbern und Jungvieh im Milcherzeugungsbetrieb wurden von unabhängigen Expertinnen und Experten des Projektbegleitkreises als plausibel eingestuft. Dementsprechend ist auch die Berücksichtigung der Kälber- und Jungviehaufzucht als relevanter Teil der Ökobilanz gerechtfertigt. Zugleich kann basierend auf den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.4.4) festgestellt werden, dass mit steigender Laktationszahl bei allen betrachteten Indikatoren eine tendenziell leicht verringerte Umweltbelastung einhergeht. Auch hier deckt sich das Ergebnis der vorliegenden Untersuchung mit den Ergebnissen von Müller-Lindenlauf et al (2014), die für eine verlängerte produktive Lebensdauer auf 120 Monaten eine um bis zu 10 % geringere Umweltbelastung pro kg Milch berechnet haben.

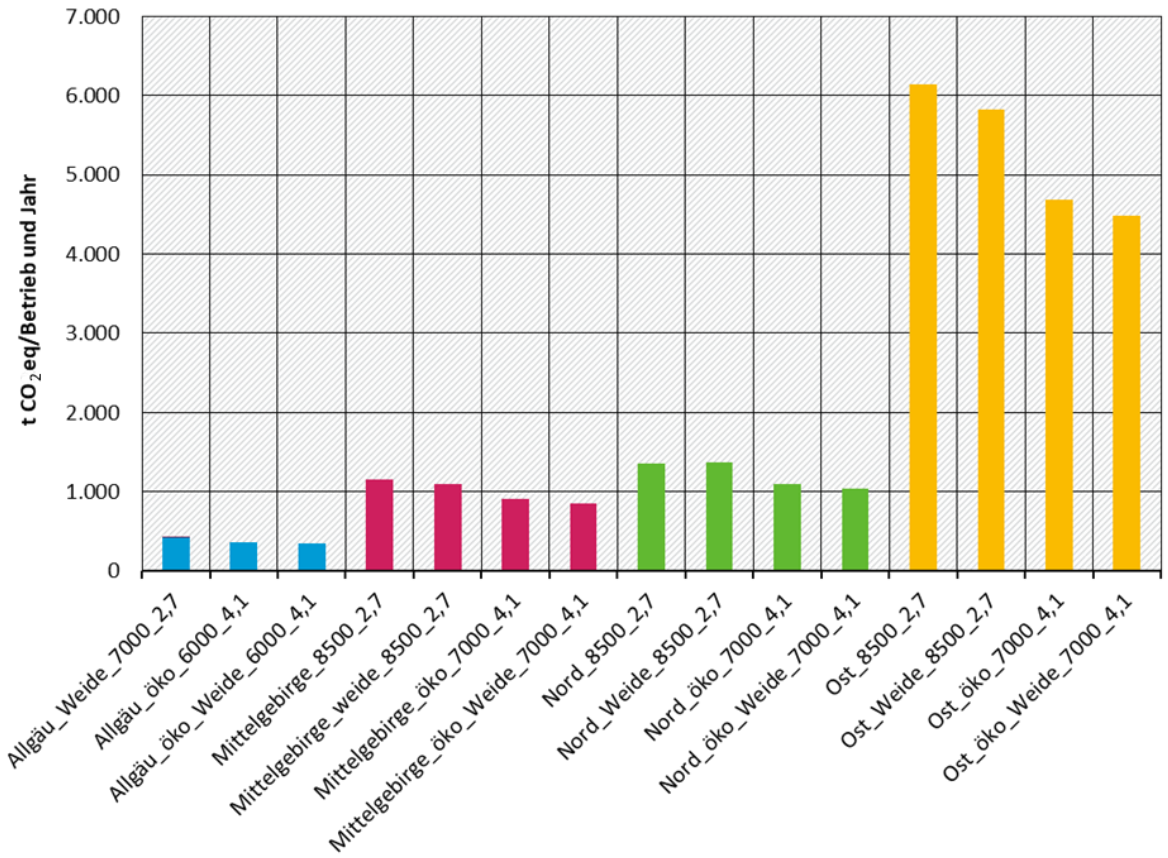
Gleichwohl finden sich in der Literatur auch Beispiele für eine noch höhere Bedeutung der Laktationszahl. Dies gilt auch und insbesondere vor dem Hintergrund dynamischer Entwicklungen auf dem Markt für Milch- und Rindfleisch und den untereinander verbundenen Preismechanismen. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht eines Einzelbetriebs ist das Herdenmanagement in Bezug auf die Aufzucht von und den Handel mit Kälbern und Jungvieh hoch relevant. So konnte etwa Zehetmeier (Zehetmeier 2013) in ihren Untersuchungen zeigen, dass die Methode zur Erfassung der Verknüpfung der Milch- und Rindfleischproduktion einen deutlichen Einfluss auf die Höhe der berechneten Treibhausgasemissionspotenziale haben kann und dass hierbei vor allem die Frage entscheidend ist, durch welche sonstigen Produktionsverfahren die Nachfrage nach Rindfleisch gedeckt wird.

6.2.6 Bedeutung der Variation der Tierbestände/Tierzahlen

Bei der Festlegung der regionaltypischen Betriebsmodelle werden auch spezifische Bestandsgrößen für Betriebe berücksichtigt (vgl. Tabelle 2). Während für die Betriebe in der Region Allgäu 40 Tierplätze berücksichtigt werden, sind es in der Region Mittelgebirge 100 Tierplätze, in der Region Nord 120 Tierplätze und in der Region Ost 500 Tierplätze pro Betrieb.

Vergleicht man die Treibhausgasemissionen auf Ebene der Betriebsmodelle (vgl. Abbildung 23), so ergibt sich, in Anhängigkeit von der Größe des Tierbestands ein deutlicher Unterschied.

Abbildung 23: Darstellung der Treibhausgasemissionen pro Betrieb und Jahr



blau = Region Allgäu, rot = Region Mittelgebirge, grün = Region Nord, gelb = Region Ost
Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Während sich die absoluten Ergebnisse auf gesamtbetrieblicher Ebene sehr deutlich voneinander unterscheiden, fallen die Unterschiede bezogen auf die in den Betriebsmodellen erzeugte Milch vergleichbar gering aus. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass für die Untersuchung, gemäß der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, regionaltypische Betriebsmodelle, jedoch keine Extreme (z.B. sehr große oder sehr kleine Betriebe) abgebildet wurden.

Für den hier im Fokus stehenden Vergleich konventioneller und ökologischer Betriebe mit und ohne Weidehaltung sind die entsprechenden Unterschiede nicht relevant. So ist beispielsweise die Frage des eingesetzten Melkstandes unabhängig davon, ob es sich um einen konventionellen oder ökologisch wirtschaftenden Betrieb handelt.

6.2.7 Einschätzung zur Bedeutung der zeitlichen Variabilität für die Ergebnisse

Landwirtschaftliche Produktionssysteme weisen im Zeitverlauf (jahreszeitlich und über mehrere Jahre) mitunter große Schwankungen auf. Durch die Betrachtung eines ganzen Produktionsjahres sind die sich im Verlauf der Jahreszeiten ändernden Produktionsbedingungen in der vorliegenden Untersuchung adäquat abgedeckt. Auch sich über mehrere Jahre hinweg ergebende Schwankungen der Agrarproduktion wurde insofern Rechnung getragen, als bei den Betriebsmodellen jeweils regionaltypische, über mehrere Jahre hinweg gemittelte, durchschnittliche Anbauerträge im Futtermittelbau, Nachernteverluste und Fruchtfolgen berücksichtigt

werden. Dies entspricht der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens der vorliegenden Studie und gilt vergleichbar auch für die Anzahl der berücksichtigten Weidetage, die bei Betriebsmodellen mit Weidehaltung berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang muss jedoch auch festgehalten werden, dass in der vorliegenden Untersuchung keine Abbildung typischer Bandbreiten erfolgt, innerhalb derer die Hektarerträge im Futtermittelanbau typischerweise schwanken. Die Analyse „typischer Mittelwerte“ erscheint jedoch in Hinblick auf die übergeordnete Zielsetzung des Vorhabens als geeignetes Vorgehen.

6.2.8 Einschätzung zur Bedeutung der räumlichen Variabilität für die Ergebnisse

Der Bewertung der räumlichen Variabilität waren im Zuge der Bearbeitung der vorliegenden Untersuchung notwendigerweise Grenzen gesetzt. Dennoch wurden diesem Aspekt bereits im Rahmen der Festlegung für die zu untersuchenden Produktionssysteme Rechnung getragen, indem regionaltypische Betriebsmodelle definiert wurden, um die Milcherzeugung und typisierte regionale Produktionspraktiken in Deutschland gegenüberstellend abbilden zu können. Auch bei der Durchführung der Sensitivitätsanalysen und hier insbesondere bei der Analyse der Bereitstellung des Milchleistungsfutters, der berücksichtigten Stallsysteme und des damit verbundenen Güllemanagements wurde die Bedeutung der räumlichen Variabilität untersucht. Gleichwohl ist es nicht das Ziel der vorliegenden Untersuchung, alle real existierenden räumlich variablen Ausprägungen bzw. Varianten der Milchkuhhaltung in Deutschland abzubilden. Die vorliegende Untersuchung fokussiert auf für die jeweilige Region plausible Modelle, jedoch nicht auf real in diesen Regionen existierende Einzelbetriebe. Entsprechend sind die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung auch nicht geeignet vergleichende Aussagen zur ökologischen Bewertung von Einzelbetrieben zu treffen oder entsprechende Benchmarks zu definieren.

6.3 Relevante Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der vorliegenden Untersuchung wurden in Kapitel 5 ausführlich dargestellt und diskutiert. Im folgenden Abschnitt werden die wichtigsten Ergebnisse und Erkenntnisse der Studie noch einmal aufgegriffen und in Bezug zu den Ergebnissen in der Literatur gesetzt. Dabei werden zunächst diejenigen Umweltwirkungen identifiziert, die für landwirtschaftliche Produktionsprozesse und insbesondere die Milcherzeugung besonderes relevant sind (vgl. Abschnitt 6.3.1). In Abschnitt 6.3.2 werden zentrale Ergebnisse der Wirkungsabschätzung diskutiert.

6.3.1 Relevante Wirkungskategorien

Die vorliegende Untersuchung und die in diesem Rahmen durchgeführte Wirkungsabschätzung beruht auf der Bewertung ausgewählter Wirkungsindikatoren. Jeder Wirkungsindikator adressiert dabei eine eigene Umweltwirkung, wie zum Beispiel den Beitrag eines Produktsystems zum Treibhausgaspotenzial oder zur Süßwassereutrophierung (vgl. Abschnitt 3.2.7). Die Ergebnisse der einzelnen Wirkungsindikatoren werden in der vorliegenden Studie nicht normiert und es wird insbesondere keine Gewichtung der Wirkungsindikatoren vorgenommen. Vor dem Hintergrund, dass die mitunter sehr verschiedenen Teilaspekte, wie zum Beispiel das Treibhausgaspotenzial und die Ergebnisse zur Ökotoxizität, nur schwer miteinander vergleichbar sind, entspricht das gewählte Vorgehen der guten fachlichen Praxis in vergleichenden Ökobilanzen.

Im Rahmen der kürzlich abgeschlossenen europäischen Aktivitäten zur Entwicklung einer produktgruppenbezogenen Product Environmental Footprint Category Rule für Milch und Molkereiprodukte (engl. PEFCR Dairy Products) wurden die Umweltthemen Klimaänderung / Treibhausgaspotenzial, Wasserverbrauch, Versauerung, Eutrophierung, Landnutzung, die Nutzung

fossiler Ressourcen und Feinstaubbelastung als besonders relevant für die Milcherzeugung identifiziert.

Die überwiegende Mehrheit dieser Umweltthemen wird auch in der vorliegenden Studie durch eigenständige Wirkungsindikatoren abgebildet. Dies gilt mit Einschränkungen auch für die Nutzung fossiler Ressourcen, die in der vorliegenden Untersuchung zumindest indirekt über die Berücksichtigung des kumulierten Energieaufwandes (KEA) adressiert wird. Eine Bewertung der mit den verschiedene Betriebsmodellen verbunden Feinstaubbelastung ist nicht Teil der vorliegenden Untersuchung[45]. Entsprechend beziehen sich die für diese Untersuchung gezogenen Schlussfolgerungen nicht auf eine Auswertung dieser Wirkungskategorie.

6.3.2 Relevante Wirkungsindikatorergebnisse und wichtige (Teil-) Prozesse

Eine der zentralen und besonders häufig untersuchten Wirkungskategorien ist das Treibhausgaspotenzial und die mit der Emission von Treibhausgasen verbundene Klimaänderung. Im Rahmen einer Literaturauswertung haben Müller-Lindenlauf et al (2014) die Ergebnisse verschiedener Treibhausgasbilanzierungen der Milcherzeugung zusammengestellt. Diese werden in Tabelle 81 den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung gegenübergestellt.

Tabelle 81: Ergebnisse der Treibhausgasbilanz der Milcherzeugung verschiedener Studien

Studie	kg CO_2eq / kg ECM	Wichtige vorliegende Studie, Mittelwert ökologische Betriebsmodelle
Vorliegende Studie / konventionell	1,0	siehe Abschnitt 3.2.2,
Vorliegende Studie / ökologisch	0,9	Mittelwert ökologische Betriebsmodell, siehe Abschnitt 3.2.2
Thünen (2013) / konventionell	1,1	Deutschland, ausgewählte Betriebe, Mittelwert
Thünen (2013) / ökologisch	1,0	Deutschland, ausgewählte Betriebe, Mittelwert
IFEU (2014)	1,1	Mischration, 6971 kg Milchleistung
IFEU (2020) / konventionell	1,4	Milch, Vollmilch, Verbundkarton
IFEU (2020) / ökologisch	1,7	Milch (Bio), Vollmilch, Verbundkarton
Capper et al (2009)	1,4	USA, nationaler Durchschnitt, ca. 9200 kg Milchleistung
Casey & Holden (2005)	1,3	Irland, nationaler Durchschnitt, ca.4820 kg Milchleistung
Dairy Australia (2012)	1,1	Australien, nationaler Durchschnitt, ca.6250 kg Milchleistung
FAO (2010)	2,4	globaler Mittelwert
FAO (2010)	1,5	Mittelwert Westeuropa
IDF (2009)	1,0	-
Kritensen et al. (2011)	0,9-1,1	Dänemark, ausgewählte Betriebe, 8200 kg Milchleistung

[45] Hinweis: Die Feinstaubbelastung aus Ammoniakemissionen wird, ebenso wie die daraus resultierenden Gesundheitskosten, im Rahmen der Monetarisierung abgebildet.

Studie	kg CO_2eq / kg ECM	Wichtige vorliegende Studie, Mittelwert ökologische Betriebsmodelle
Reinhardt et al (2009)	0,8	Deutschland, Mischration, 6800 kg Milchleistung
van der Werf et al. (2009)	1,0-1,1	Frankreich, 7372 kg Milchleistung
Vergé et al (2013)	1,1	Kanada, nationaler Durchschnitt, ca. 7520 kg Milchleistung

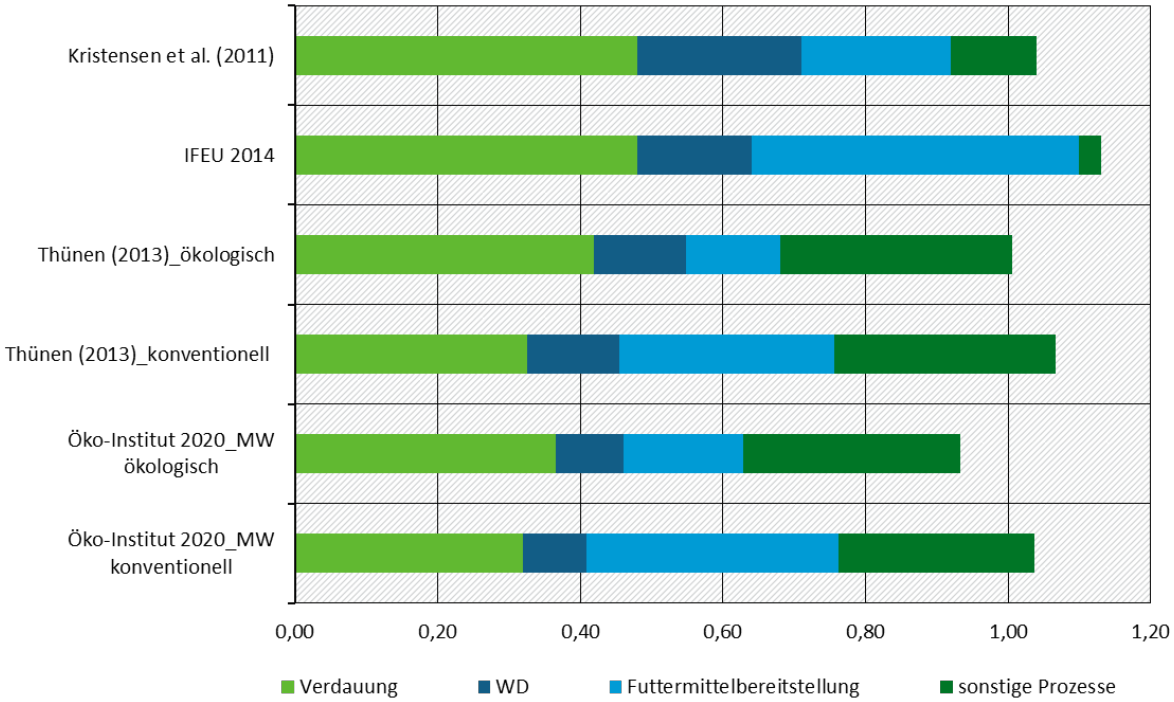
ECM = Energy Corrected Milk; IDF = International Dairy Federation

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V., basierend auf Müller-Lindenlauf et al. (2014)

Wie aus Tabelle 81 hervorgeht, liegen die Ergebnisse der Treibhausgasbilanzierung in Industrieländern innerhalb einer Bandbreite von 0,8 -1,5 kg CO_2eq pro kg ECM. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie liegen mit 890 – 1120 g CO_2eq. pro kg Milch am unteren Rand jedoch innerhalb dieser Bandbreite. Grundsätzlich sind hierfür verschiedene Gründe als mögliche Ursache anzuführen. Hierbei spielt, neben der in den Studien jeweils betrachteten Milchleistung, auch die Rationsgestaltung und die Modellierung der Futtermittelbereitstellung eine Rolle (vgl. Abschnitt 4.2). Ebenso spielt eine Rolle, welche Emissionsquellen zur Berechnung des Treibhausgasemissionspotenzials in den jeweiligen Studien berücksichtigt worden sind oder nicht. Beispielsweise sind in dieser Studie – wie in den meisten Studien zur Ermittlung des Treibhausgasemissionspotenzials von Milchprodukten – Emissionen, die durch den Abbau von Bodenkohlenstoff als Folge des Umbruchs für den Anbau von Futtermitteln nicht berücksichtigt. Hierfür steht bislang die erforderliche Datenlage nicht zur Verfügung. Die ausführliche Dokumentation der vorliegenden Studie zeigt, dass das Ergebnis ökobilanzieller Bewertung von Milcherzeugungssystemen von einer Vielzahl methodischer Festlegungen und Parametern abhängig ist. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse verschiedener Studien ist daher nicht ohne weiteres zulässig. Dennoch sind die im Rahmen der vorliegenden Studie berechneten Ergebnisse zur Treibhausgasbilanzierung im Grundsatz als robust und schlüssig anzusehen.

Dies gilt auch für die Betrachtung der relativen Beiträge relevanter Teilprozesse. Abbildung 24 zeigt die relativen Beiträge relevanter Teilprozesse zum Treibhausgaspotenzial, wie sie in verschiedenen veröffentlichten Studien dargestellt wurden. Vergleicht man die in Abbildung 24 dargestellten Teilbeiträge

Abbildung 24: Darstellung der Beiträge relevanter Prozesse zum Treibhausgaspotenzial pro kg ECM in verschiedenen Studien



ECM = Energy Corrected Milk, WD = Wirtschaftsdünger, MW = Mittelwert Modellbetriebssystem
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

In der vorliegenden Studie wurden die direkten Emissionen der Milcherzeugung sowie der Futtermittelbereitstellung als besonders relevante Teilbeiträge zum Treibhausgaspotenzial identifiziert. Dies deckt sich weitgehend mit den Erkenntnissen aus weiteren Studien. Insbesondere der Vergleich mit den Ergebnissen des Vergleichs von konventionellen und ökologischen Betrieben im Rahmen der Studie des Thünen-Instituts zeigt sehr ähnliche Teilbeiträge für die jeweils relevanten Prozesse (Hülsbergen 2013). Die aus Abbildung 24 im Quervergleich mit den Ergebnissen von IFEU (2014) und Kristensen et al (2011) ebenfalls hervorgehenden vorhandene Unterschiede erklären sich vor allem dadurch, dass aus den in der Literatur verfügbaren Darstellungen, nicht in jedem Fall eine eindeutige Zuordnung von Teilbeiträgen möglich ist.

Eine bezogen auf die Treibhausgasemissionen abweichende Tendenz ergibt sich für die in der Endphase der Erstellung der vorliegenden Studie vom Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu) Heidelberg veröffentlichten Ergebnissen zum Ökologischen Fußabdruck von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland (ifeu 2020). Wie auch für einige andere ökologisch erzeugte Lebensmittel liegt der darin berichtete Wert für die Bio-Milch mit 1,7 kg CO_2eq pro kg Milch deutlich höher als der Wert für die konventionell erzeugte Milch mit 1,4 kg CO_2eq pro kg Milch (vgl. Tabelle 81). Leider fehlt in der genannten Studie eine ausführliche Darstellung zum Zustandekommen der einzelnen Berechnungsergebnisse, was eine Interpretation der Ergebnisse zumindest erschwert. Die absolut gesehen höheren Ergebniswerte sind sicherlich zum Teil darauf zurückzuführen, dass die Berechnung neben der Rohmilchproduktion zusätzlich auch deren Verarbeitung (thermische Behandlung) und Abfüllung sowie die Bereitstellung der Verpackung beinhaltet. Soweit dies aus der vorliegenden Dokumentation ersichtlich ist, besteht bei den genannten Prozessen kein Unterschied zwischen der konventionellen und der ökologisch produzierten Milch. Demzufolge wird hier davon ausgegangen, dass die Unterschiede bei den in ifeu (2020) berechneten Ergebnissen für konventionelle und ökologische Milch auf Unterschiede

bei der Rohmilchproduktion zurückzuführen sind. In Ihren Hinweisen zur Interpretation und Verwendung der Ergebnisse, weisen die Autorinnen und Autoren auf „Kontraintuitive Ergebniswerte“ hin, die „selbst für Fachleute überraschend sein [mögen]“. Als Hauptursache, der teilweise deutlich von den Werten in der Literatur abweichenden CO_2-Fußabdrücke wird angeführt, dass die Werte jeweils anteilige Treibhausgasemissionen aufgrund von Landnutzungsänderungen gemäß des Ansatzes nach Fehrenbach et al. (2020) beinhalten. In dem so genannten Konzept der additiven Landnutzung enthalten sind auch die Treibhausgasemissionen, die sich im Zuge der Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland in Deutschland ergeben. Diese sind bei der ökologischen Bewertung von Milch besonders relevant. Das Konzept der additiven Landnutzung geht davon aus, dass die Emissionen aus der Umwandlung von Grünland keinem einzelnen Verursacher zugeordnet werden können und daher sämtliche in der landwirtschaftlichen Agrarprimärproduktion hergestellte Produkte an der Flächenumwandlung beteiligt und damit auch die entsprechenden Emissionen anteilig aufzuteilen sind. Für die Berechnung wird daher ein Treibhausgas-Emissionsfaktor pro Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche definiert. Dies bedeutet, dass bei produktbezogenen Bilanzierungen der erzielbare Hektarertrag wesentlich darüber entscheidet, welcher Anteil an Emissionen auf die auf der Fläche produzierten Produkte zugerechnet wird. Entsprechend wirken sich hohe Hektarerträge positiv aus, während die im ökologischen Landbau typischerweise geringeren Hektarerträge damit systematisch negativ auf die Berechnung auswirken. Gleichzeitig unterscheidet die Methodik bewusst nicht zwischen den verschiedenen Agrarprimärprodukten, weswegen generell landwirtschaftliche Produkte begünstigt werden, für die sich hohe Hektarerträge realisieren lassen.

Die Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland ist ein zu Recht adressiertes Umweltproblem. Nicht zuletzt deshalb bestehen bereits entsprechende rechtliche Regelungen, die eine weitere Umwandlung von Grünland (sog. Umwandlungsverbot) durch entsprechende Greening-Auflagen soweit als möglich reduzieren sollen. Die Notwendigkeit rechtlicher Regelungen erweist sich nicht zuletzt dadurch, dass sich nach wie vor Umwandlungen von Dauergrünland zu Ackerland abzeichnen (vgl. Fehrenbach et al. (2020). Hier lohnt jedoch ein genauerer Blick auf die Ursachen, die vorrangig auf zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch bestehende Ausnahmen vom Umwandlungsverbot zurückzuführen sind. Diese Ausnahmen stehen prinzipiell sowohl konventionellen als auch ökologischen Betrieben zur Verfügung. Jedoch liegen zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Informationen darüber vor, zu welchen Anteilen die statistisch erfassten Umwandlungen der konventionellen bzw. der ökologischen Landwirtschaft zugeordnet werden können. Vor diesem Hintergrund erscheint die Annahme, dass sämtliche Agrarprimärprodukte, bezogen auf die belegten Flächen, denselben Anteil an flächenumwandlungsbedingten Emissionen zugerechnet bekommen, nicht hinreichend gerechtfertigt. Sie wurde dementsprechend in der vorliegenden Studie auch nicht berücksichtigt.

Die zukünftig verstärkte Berücksichtigung des Umweltproblems der Flächenumwandlung in Ökobilanzen von Lebensmitteln ist grundsätzlich wünschenswert. Die genannten Einschränkungen für die vergleichende Bewertung konventioneller und ökologischer Produkte werden am Beispiel der Milch naturgemäß besonders deutlich, bestehen aber auch generell für den Vergleich konventioneller und ökologischer Lebensmittel.

In Bezug auf das terrestrische Versauerungspotenzial können die Ergebnisse der vorliegenden Studie mit Werten aus der einschlägigen Literatur verglichen werden. In der vorliegenden Studie wurden für die verschiedenen Betriebsmodelle eine Versauerung von 4 - 8,5 g SO_2-Äquivalenten pro kg Milch errechnet. Dieses Ergebnis liegt geringfügig niedriger, jedoch innerhalb derselben Größenordnung wie das Ergebnis von 9,2 g SO_2-Äquivalenten pro kg Milch, das in IFEU (2014) ausgewiesen wird. Dort werden noch weitere Literaturwerte zum Versauerungspo-

tenzial mit einer Bandbreite von 6,5 -11g SO_2-Äquivalenten pro kg Milch ausgewiesen. Ein Vergleich der Ergebnisse verschiedener Studien ist, wie auch bereits am Beispiel der Treibhausgasbilanzierung gezeigt, nicht ohne weiteres möglich. Dies gilt umso mehr als in der Zwischenzeit mehrere verschiedene Methoden und Versionen zur Wirkungsabschätzung vorliegen, die sich untereinander jeweils mehr oder weniger deutlich voneinander unterscheiden.

Aufgrund der vergleichbaren Größenordnung werden die Ergebnisse der vorliegenden Studie als plausibel und belastbar eingeschätzt. Wie bereits erwähnt, gilt dies jedoch nicht ohne weiteres für die ohnehin mit großen methodischen Unsicherheiten verbundene Bewertung toxizitätsbezogener Umweltaspekte. Die absoluten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung liegen zum Teil deutlich höher als Werte, die in der Literatur gefunden werden können. Angesichts dieses Befundes wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse gezielt nach möglichen Ursachen für die zunächst ungewöhnlich hohen Werte gesucht. Wie in Abschnitt 5.4.5 gezeigt wird, ist hierfür vor allem eine Aktualisierung der ökotoxizitätsbezogenen Wirkungsindikatoren der Bewertungsmethode ReCiPe ursächlich, bei der auch die Charakterisierungsfaktoren für die Ökotoxizität deutlich angepasst (konkret deutlich erhöht) wurden. Während die einschlägigen Studien und Werte in der Literatur auf älteren, mittlerweile von den Autoren und Autorinnen zurückgezogenen Modellen zur Abschätzung terrestrischer und limnischer Toxizitätspotenziale beruhen, stellen die Ergebnisse der vorliegenden Studien eine der bislang wenigen Anwendungen der neuen und aktuell gültigen Methode dar. Für die Zukunft ist davon auszugehen, dass diese aktualisierte Methode verstärkt Anwendung finden wird. Nicht zuletzt aus diesem Grund wird es in naher und mittlerer Zukunft von zentraler Bedeutung sein, genau zu dokumentieren, auf welcher methodischen Grundlage die Bewertung der toxizitätsbezogenen Umweltbelastungen erfolgt. Ergänzend wurden auch die im Rahmen dieser Studie erhobenen Sachbilanzdaten nochmals eingehend geprüft. Hierbei konnten keine Hinweise auf etwaige Unstimmigkeiten bei der Modellierung einzelner Prozesse bzw. der Zuordnung von Stoffflüssen identifiziert werden. Die für die vorliegende Studie berechneten absoluten Ergebniswerte zum Ökotoxizitätspotenzial entsprechen dem methodischen Stand der Wissenschaft. Dennoch sind die Ergebnisse auf Ebene der Wirkungsabschätzung nicht vergleichbar mit den Werten in der einschlägigen Literatur. Da dieser Aspekt auch die vorgesehene Monetarisierung der bilanzierten Umweltbelastungen in erheblichem Maße beeinflusst, werden in der vorliegenden Studie ergänzend auch die Ergebnisse der Auswertung nach der alten, in der Zwischenzeit aktualisierten Methode ausgewiesen.

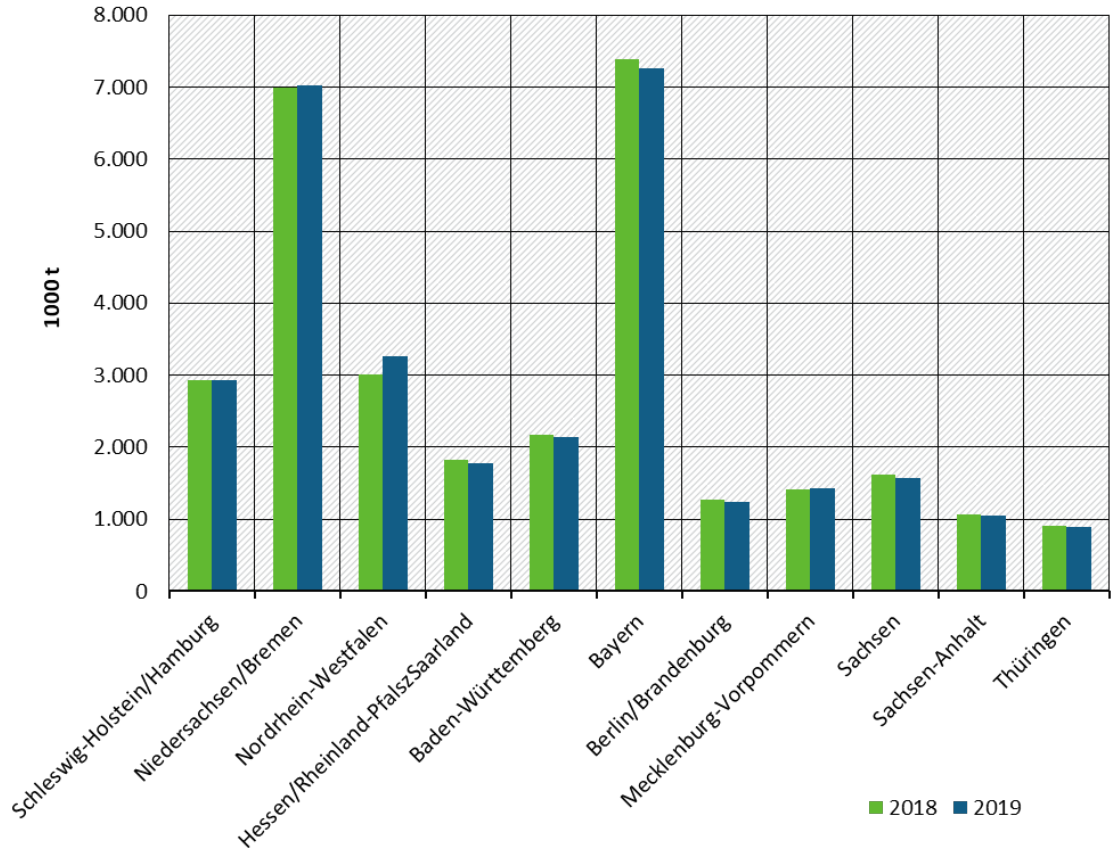
6.4 Exkurs: Gewichtung der Ergebnisse nach relativen Anteilen der Regionen an der Milcherzeugung in Deutschland

Wie bereits in Abschnitt 3.2.2 dargestellt, sind Milchproduktionssysteme stark von der jeweiligen Erzeugungsregion und deren Standortbedingungen abhängig. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, werden in der vorliegenden Studie für bestimmte Regionen „typische“ Milchproduktionssysteme definiert, die als **Betriebsmodelle** bezeichnet werden. Es handelt sich hierbei um für die jeweilige Region plausible Modelle, jedoch nicht um real in diesen Regionen existierende Einzelbetriebe. Kombiniert man die vorgegebenen Parameter (konventionelle bzw. ökologische Wirtschaftsweise, jeweils mit und ohne Weidehaltung) mit den vier ausgewählten Regionen, so ergeben sich insgesamt 16 verschiedene Milchproduktionssysteme bzw. Betriebsmodelle, die im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz verglichen werden.

Ergänzend zur Darstellung der 16 Betriebsmodelle erfolgt im Rahmen dieses Exkurses eine Gewichtung der Ergebnisse nach den relativen Anteilen, die die betrachteten Regionen an der Milcherzeugung in Deutschland haben. Hierzu werden verschiedene statistische Auswertungen auf Grundlage der Erhebungen in einzelnen Bundesländern herangezogen.

Abbildung 25 zeigt die Anlieferungsmengen von konventionell erzeugter Milch in den einzelnen Bundesländern. Die größten Milchmengen werden 2019 in Bayern mit 24,7 % der gesamten Anlieferungsmenge erzeugt. Ein Großteil dieser Milch stammt von Betrieben aus der Voralpenregion, die durch die Produktionssysteme „Allgäu“ vertreten werden, und den Mittelgebirgslagen im Osten Bayerns. 23,9 % der Milch kommt aus Niedersachsen/Bremen und 10 % aus den Bundesländern Schleswig-Holstein/Hamburg. Diese Milch findet sich in den Produktionssystemen „Nord“ wieder. Die Produktionssysteme „Mittelgebirge“ repräsentiert die 11,1 % Milchliefermenge aus Nordrhein-Westfalen. Der Anteil von 4,9 % aus Mecklenburg-Vorpommern steht für die Milchproduktionssysteme Ost.

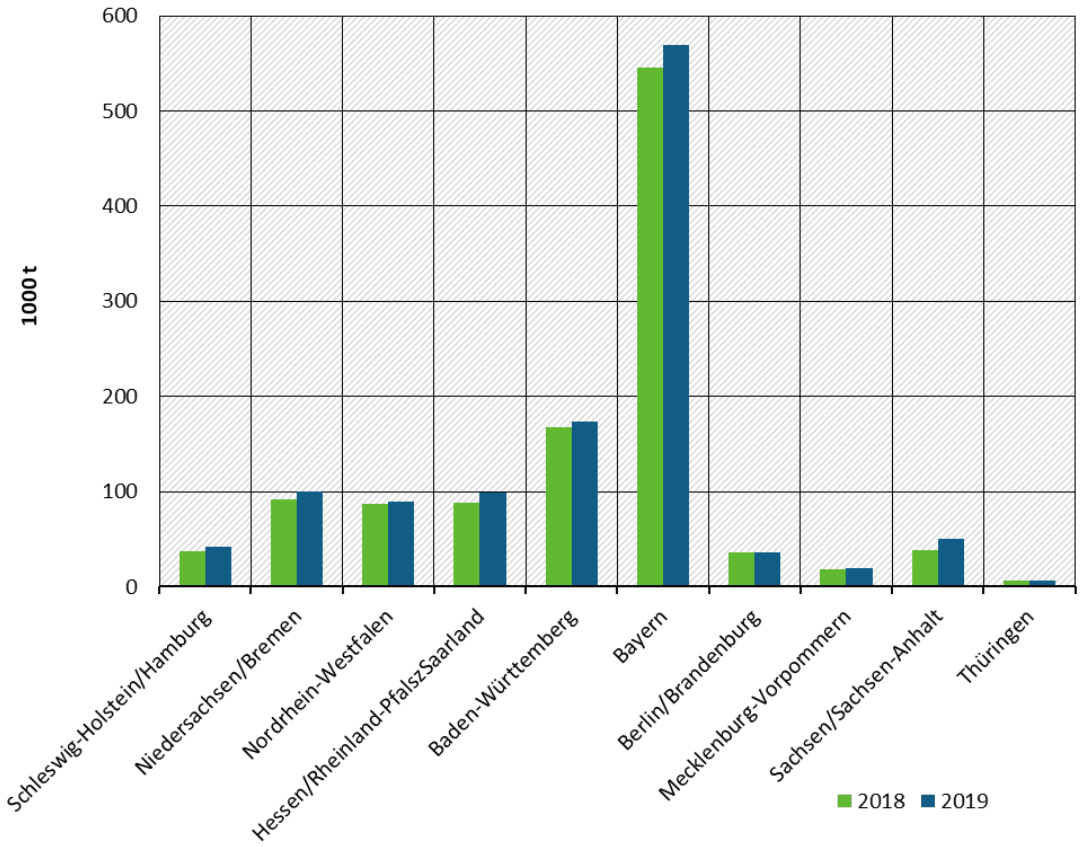
Abbildung 25: Milchliefermengen konventionell wirtschaftender Betriebe in ausgewählten Bundesländern der Jahre 2018 und 2019



Quelle: KTBL, BLE (413), BZL-Datenzentrum 2020; https://www.ble.de/DE/BZL/Daten-Berichte/Milch-Milcherzeugnisse/_functions/TabelleMonatlicheErgebnisse2019.html?nn=8906974, abgerufen am 10.06.2020

Bei der Milchanlieferung aus ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben ist eine andere Verteilung zu sehen (Abbildung 26). Mit 48 % Anteil an der Anlieferungsmenge wird fast die Hälfte der Öko-Milch in Bayern erzeugt. 8,5 % der Öko-Milch kommt aus Niedersachsen/Bremen und 3,6 % aus den Bundesländern Schleswig-Holstein/Hamburg. Der Anteil der Milchliefermenge aus Nordrhein-Westfalen liegt bei 7,6 % und aus Mecklenburg-Vorpommern bei 1,6 %.

Abbildung 26: Milchliefermengen ökologisch wirtschaftender Betriebe in ausgewählten Bundesländern der Jahre 2018 und 2019



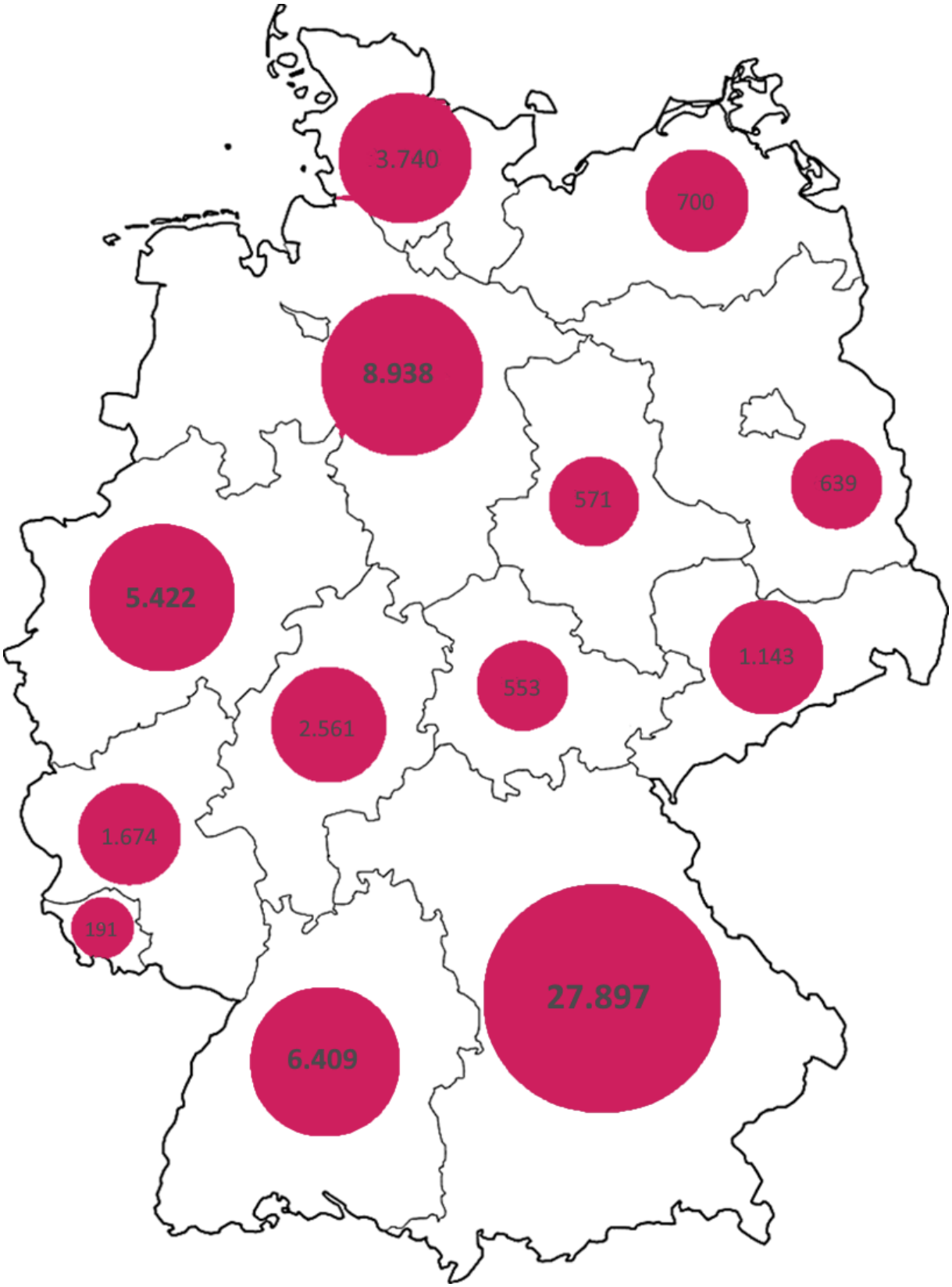
Quelle: KTBL, BLE (413), BZL-Datenzentrum 2020; https://www.ble.de/DE/BZL/Daten-Berichte/Milch-Milcherzeugnisse/_functions/TabelleMonatlicheErgebnisse2019.html?nn=8906974, abgerufen am 10.06.2020

Die Bedeutung Bayerns mit den größten Milchliefermengen bei konventioneller und ökologischer erzeugter Milch spiegelt sich auch in der Anzahl der Halterinnen und Halter von Milchkühen wider (Abbildung 27). Mit etwa 28.000 Betrieben befinden sich hier die meisten Milcherzeuger gefolgt von Niedersachsen mit etwa 9.000 und Nordrhein-Westfalen mit etwa 5.400 Betrieben, danach folgt Schleswig-Holstein mit 3.700 Betrieben. Die Anzahl der Betriebe in Mecklenburg-Vorpommern liegt bei etwa 700.

In Bayern befinden sich mit mehr als 1,1 Millionen Milchkühe etwa ein Viertel des Gesamtbestandes an Milchkühen in Deutschland (Abbildung 28). Niedersachsen mit etwa 840.000 Milchkühen steht an zweiter Stelle und danach Nordrhein-Westfallen mit 400.000 sowie Schleswig-Holstein mit 380.000 Kühen. In Mecklenburg-Vorpommern stehen 160.000 Kühe.

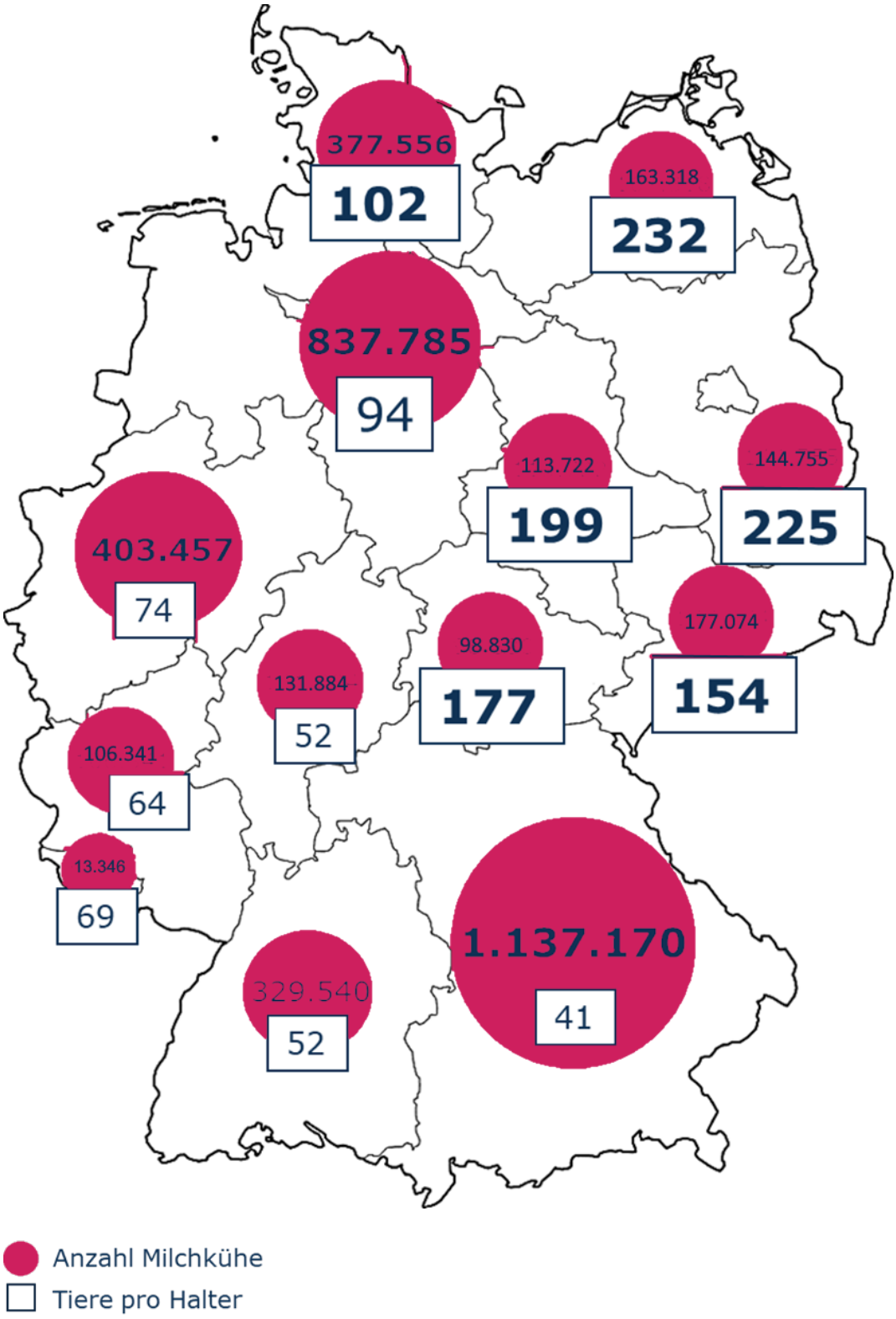
Sehr heterogen ist die Struktur der Milchviehbetriebe. In Bayern werden durchschnittlich etwa 41 Kühe je Betrieb gehalten. Die Anzahl der Kühe je Betrieb steigt von 74 in Nordrhein-Westfalen, 94 in Niedersachsen auf 102 Kühe in Schleswig-Holstein. Der größte durchschnittliche Kuhbestand ist mit 232 Kühen in Mecklenburg-Vorpommern zu finden.

Abbildung 27: Anzahl der Halterinnen und Halter von Milchkühen in den Bundesländern 2019



Quelle: eigene Darstellung der KTBL, nach Daten des Statistischen Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 4 (2019). Durchschnittliche Werte aus Zählung Mai und Nov.

Abbildung 28: Anzahl der Milchkühe und durchschnittliche Bestandsgrößen in den Bundesländern 2019



Quelle: KTBL, nach Daten des Statistischen Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 4 (2019). Durchschnittliche Werte aus Zählung Mai und Nov.

Ziel dieses Exkurses ist es eine Gewichtung der im Rahmen der vorliegenden Studie betrachteten regionaltypischen Betriebsmodelle vorzunehmen. Die Gewichtung erfolgt auf Basis der statistischen Daten zu Milchanlieferungsmengen wie folgt.

Tabelle 82: Gewichtung der Ergebnisse nach relativen Anteilen der Regionen an der Milcherzeugung in Deutschland

Bezeichnung Region	konventionelle Milch		ökologisch erzeugte Milch	
	rel. Anteil Region	normiert	rel. Anteil Region	normiert
Region Allgäu	25%	33%	48%	69%
Region Nord	34%	45%	12%	17%
Region Mittelgebirge	11%	15%	8%	11%
Region Ost	5%	7%	2%	3%
Summe	75%	100%	70%	100%

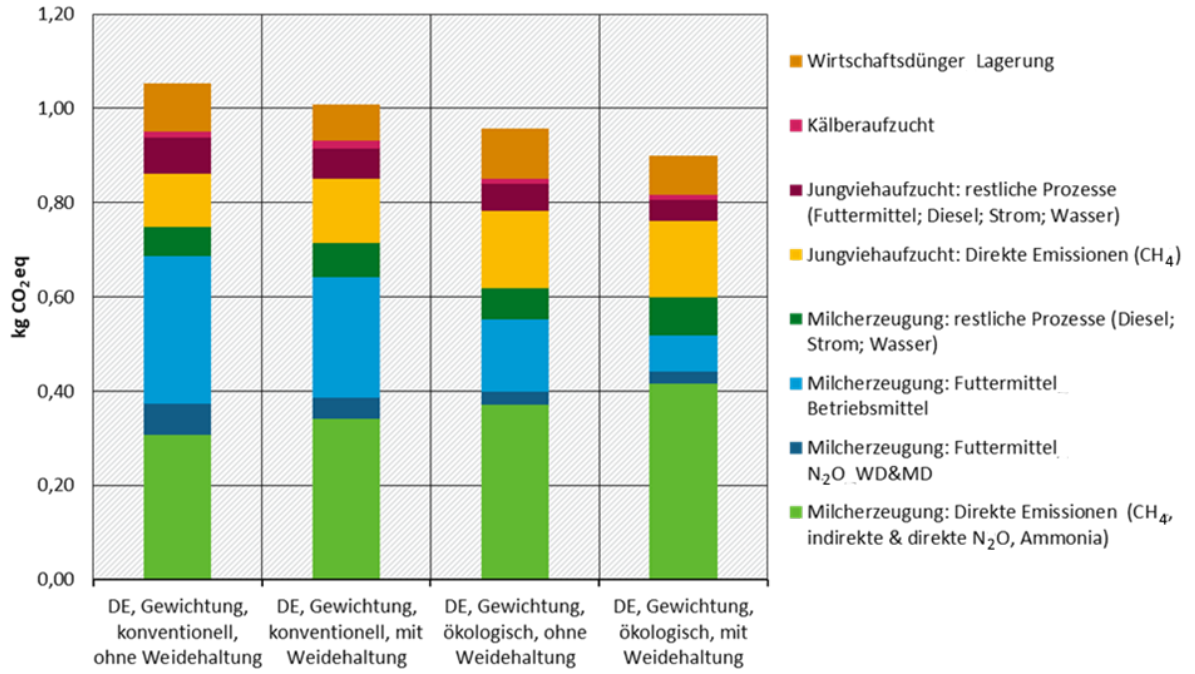
rel. = relativer

Quelle: eigene Darstellung; Öko-Institut e.V.

Wie aus Tabelle 82 hervorgeht werden für die Gewichtung der vier Regionen jeweils deren reale Anteile an der Milcherzeugung in Deutschland zugrunde gelegt. Anschließend werden diese Anteile auf die gesamte Produktion in Deutschland normiert. Die Gewichtung der Ergebnisse der verschiedenen Regionen wird dann auf Basis der normierten Anteile der betrachteten Regionen vorgenommen. Dabei wird zwischen konventioneller und ökologischer Milchproduktion unterschieden, nicht jedoch, ob die Milch mit oder ohne Weidehaltung erzeugt wurde, da die dafür notwendige Datenbasis nicht gegeben war. Die Ergebnisse nach Gewichtung der Ergebnisse der einzelnen Regionen sind in den folgenden Abbildungen jeweils getrennt für die einzelnen Wirkungskategorien dargestellt.

In Abbildung 29 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Treibhausgaspotenzial dargestellt. Gezeigt werden jeweils die Gesamtergebnisse der vier verschiedenen Betriebsmodelltypen, inklusive der jeweiligen Beiträge einzelner Teilprozesse. Die insgesamt höchsten Werte für das Treibhausgaspotenzial hat der Betriebsmodelltyp konventionell, ohne Weidehaltung. Hierfür sind die Menge und die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters verantwortlich. Die geringsten Beiträge zum Treibhausgaspotenzial wurden für den Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung, berechnet. Sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodelltypen liegen die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung.

Abbildung 29: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Treibhausgaspotenzial, pro kg ECM-Milch



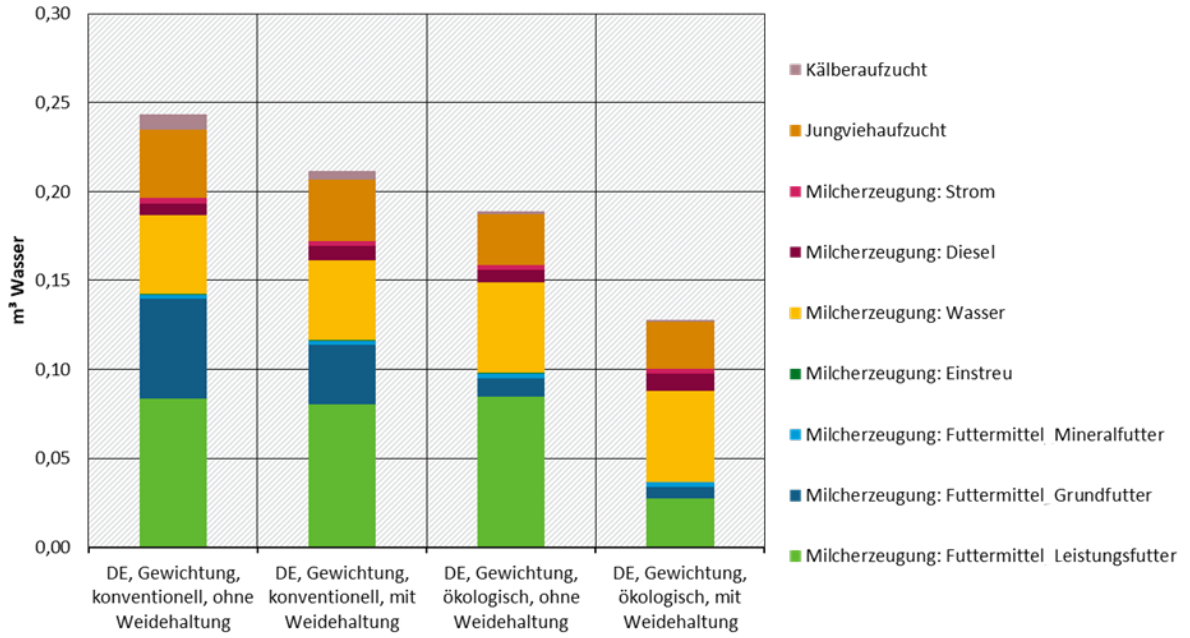
ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland, Futtermittel N_2O WD&MD = Lachgasemissionen aus der Futtermittelproduktion (Eigenproduktion) durch den Einsatz von Mineral- und Wirtschafsdünger
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
In dem Beitrag „Milcherzeugung Futtermittel Betriebsmittel" sind alle Inputfaktoren zusammengefasst, die im Zusammenhang mit den für die Milcherzeugung benötigten Futtermitteln stehen, z.B. Saatgut für den Eigenfuttermittelanbau, Einsatz von weiteren Betriebsmitteln für den Eigenfuttermittelanbau, zugekauftes Kraftfutter, etc. enthalten ist. In dem Beitrag „Milcherzeugung N_2O WD & MD" sind die direkten N2O-Emissionen, die sich aus dem Eigenfuttermittelanbau ergeben, wenn Wirtschaftsdünger gelagert und /oder Mineraldünger auf die Felder ausgebracht wird.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Abbildung 29 ebenfalls hervorgeht, sind die direkten Emissionen der Milcherzeugung für alle vier Betriebsmodelltypen von hoher Relevanz. Die absoluten Beiträge nehmen dabei, vom konventionellen Betriebsmodelltyp ohne Weide über den konventionellen Betriebsmodelltyp mit Weide, den ökologischen Betriebsmodelltyp ohne Weide zu. Die höchste Bedeutung haben die direkten Emissionen der Milcherzeugung für die ökologischen Betriebsmodelltyp mit Weide. Die direkten Emissionen aus der Milcherzeugung sind damit bei den Öko-Betriebsmodellen im Vergleich etwas höher als bei den jeweiligen konventionellen Betrieben. Dies ist vor allem auf die in den Öko-Betrieben pro Kuh niedrigere Milchleistung zurückzuführen (vgl. Abschnitt 5.3.1). Unter den direkten Emissionen der Milcherzeugung werden bei den Betriebsmodellen mit Weidegang auch die auf der Weide anfallenden Treibhausgasemissionen (Verdauung, Exkremente auf Weide) erfasst. Während dadurch die direkten Emissionen für Betriebe mit Weidehaltung einen etwas größeren Beitrag verursachen, ist der Beitrag aus Emissionen durch Lagerung des Wirtschaftsdüngers für diese Betriebe geringer.

In Abbildung 30 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Wasserverbrauch dargestellt. Dargestellt werden jeweils die Gesamtergebnisse der vier verschiedenen Betriebsmodelltypen inklusive der jeweiligen Beiträge einzelner Teilprozesse.

Der Betriebsmodelltyp konventionell, ohne Weidehaltung, weist die höchsten Werte für den Wirkungsindikator Wassererbrauch auf. Die geringsten Werte für diesen Wirkungsindikator wurden wiederum für den Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung berechnet. Sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodelltypen liegen die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung.

Abbildung 30: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Wasserverbrauch pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland

Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die größten Einzelbeiträge zum Wasserverbrauch stellen für die Mehrzahl der Betriebsmodelltypen die Verbräuche im Zuge der Erzeugung und Bereitstellung des Milchleistungsfutters dar. Wie bereits im Zuge der entsprechenden Beitragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3.2) dargestellt, werden sowohl für die konventionellen als auch für die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle nur vergleichsweise wenig zugekauftes Milchleistungsfutter eingesetzt. Die in Hinblick auf den Wasserverbrauch wichtigsten Einzelkomponenten des konventionellen Milchleistungsfutters sind Raps, Weizen, Gerste und Melasse. Beim ökologischen Milchleistungsfutter dominiert jeweils der eingesetzte Weizen das Ergebnis.

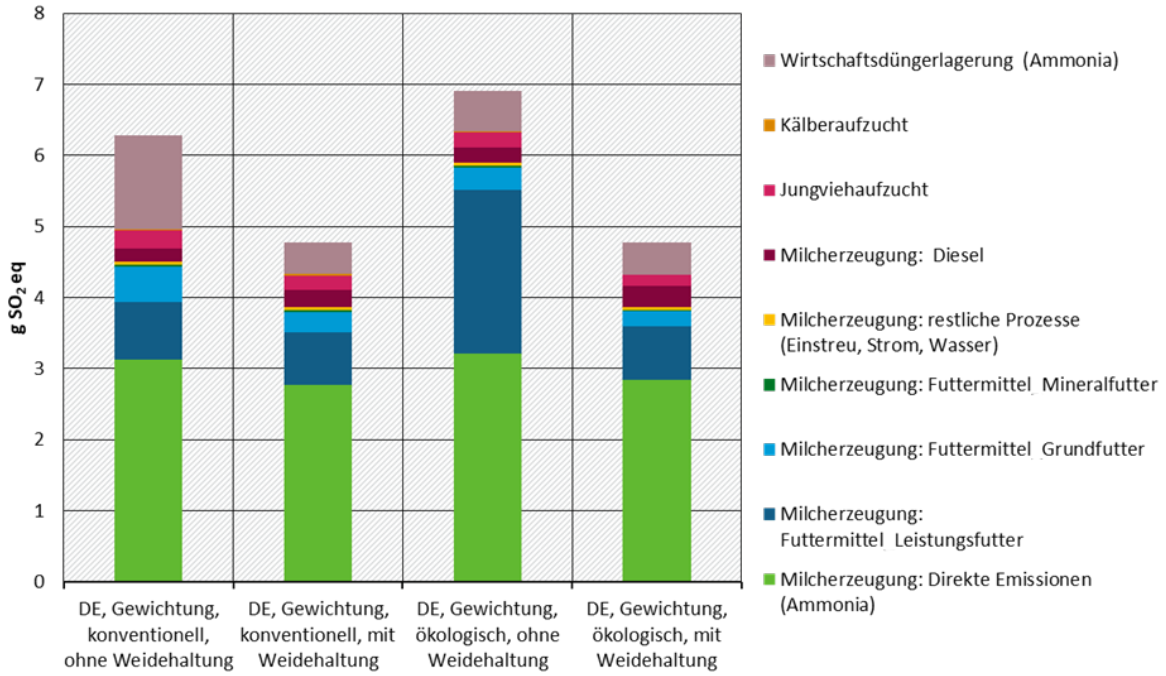
Durch die Gewichtung der Beiträge der Betriebsmodelle aus den jeweiligen Regionen und aufgrund der hohen Bedeutung der Region Allgäu für die Milcherzeugung in Deutschland wirkt sich dieser Aspekt besonders auf die Ergebnisse aus.

In Abbildung 31 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Versauerungspotenzial dargestellt. Gezeigt werden jeweils die Gesamtergebnisse der vier verschiedenen Betriebsmodelltypen inklusive der jeweiligen Beiträge einzelner Teilprozesse.

Die insgesamt höchsten Ergebnisse hat in diesem Falle der Betriebsmodelltyp ökologisch, ohne Weidehaltung. Die geringsten Beiträge zum terrestrischen Versauerungspotenzial wurden hier für die beiden Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung berechnet.

Sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodelltypen liegen die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung. Wiederum sind hier vor allem die Beiträge aus dem Milchleistungsfutter relevant.

Abbildung 31: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Versauerungspotenzial, pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

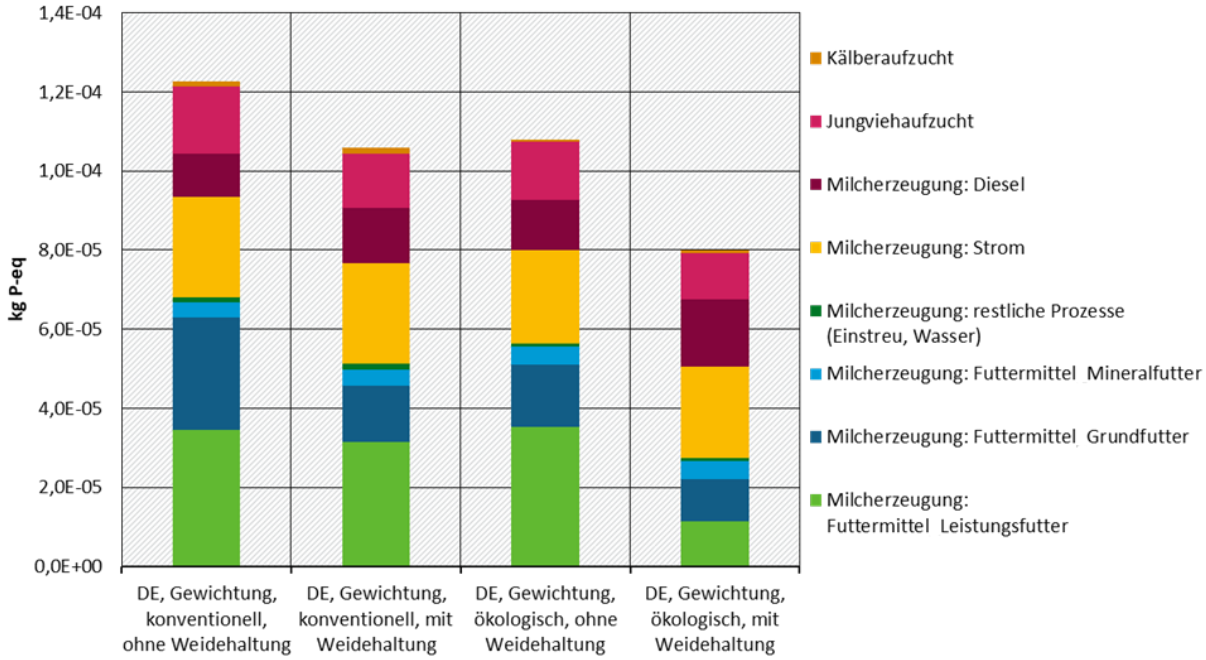
Für eine ausführliche Darstellung zum Ergebnis bei der Wirkungskategorie terrestrisches Versauerungspotenzial und zur Bedeutung der Bereitstellung des konventionellen und ökologischen Milchleistungsfutters sei an dieser Stelle auf die Beitragsanalyse in Abschnitt 5.3.4 verwiesen. Durch die Gewichtung der Beiträge der Betriebsmodelle aus den jeweiligen Regionen und aufgrund der hohen Bedeutung der Region Allgäu, insbesondere für die Bio-Milcherzeugung in Deutschland, wirkt sich der Aspekt der bei der dortigen ökologischen Produktion mit Weidehaltung geringeren Gabe von Milchleistungsfutter besonders auf die Ergebnisse aus. Der Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung, hat durch die Gewichtung somit ein in etwa vergleichbar hohes Ergebnis wie der Betriebsmodelltyp konventionell, mit Weidehaltung, obwohl die Ergebnisse für die Betriebsmodelle in den Regionen Nord, Mittelgebirge und Ost ein höheres terrestrisches Versauerungspotenzial aufweisen (vgl. Abschnitt 5.3.4).

In Abbildung 32 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Eutrophierungspotenzial dargestellt.

Die insgesamt höchsten Werte für diesen Wirkungsindikator hat in diesem Falle der Betriebsmodelltyp konventionell, ohne Weidehaltung. Die geringsten Beiträge wurden hier für die beiden Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung berechnet.

Sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodelltypen liegen die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung. Auch in diesem Fall sind vor allem die Beiträge aus dem Milchleistungsfutter relevant. Es gelten für die Wirkungskategorie Süßwasser-Eutrophierungspotenzial auch die oben bereits beschriebenen Effekte, die durch die Gewichtung der Regionen und die hohe Bedeutung der Region Allgäu insbesondere bei der ökologischen Milchproduktion entstehen.

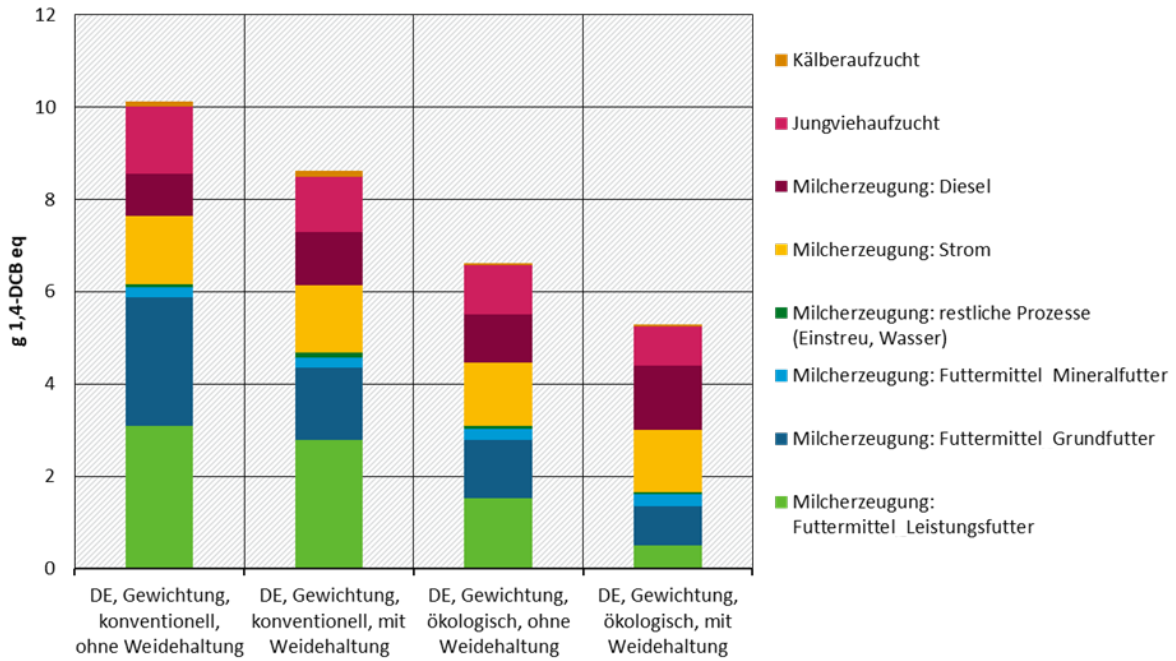
Abbildung 32: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Eutrophierungspotenzial, pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

In Abbildung 33 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Ökotoxizität dargestellt. Auch in diesem Fall werden jeweils die Gesamtergebnisse der vier verschiedenen Betriebsmodelltypen, inklusive der jeweiligen Beiträge einzelner Teilprozesse gezeigt. Die insgesamt höchsten Werte für diesen Wirkungsindikator hat der Betriebsmodelltyp konventionell, ohne Weidehaltung. Die geringsten Beiträge zum Wirkungsindikator Süßwasser-Ökotoxizität wurden für den Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung berechnet. Sowohl bei den konventionellen als auch bei den ökologischen Betriebsmodelltypen liegen die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung.

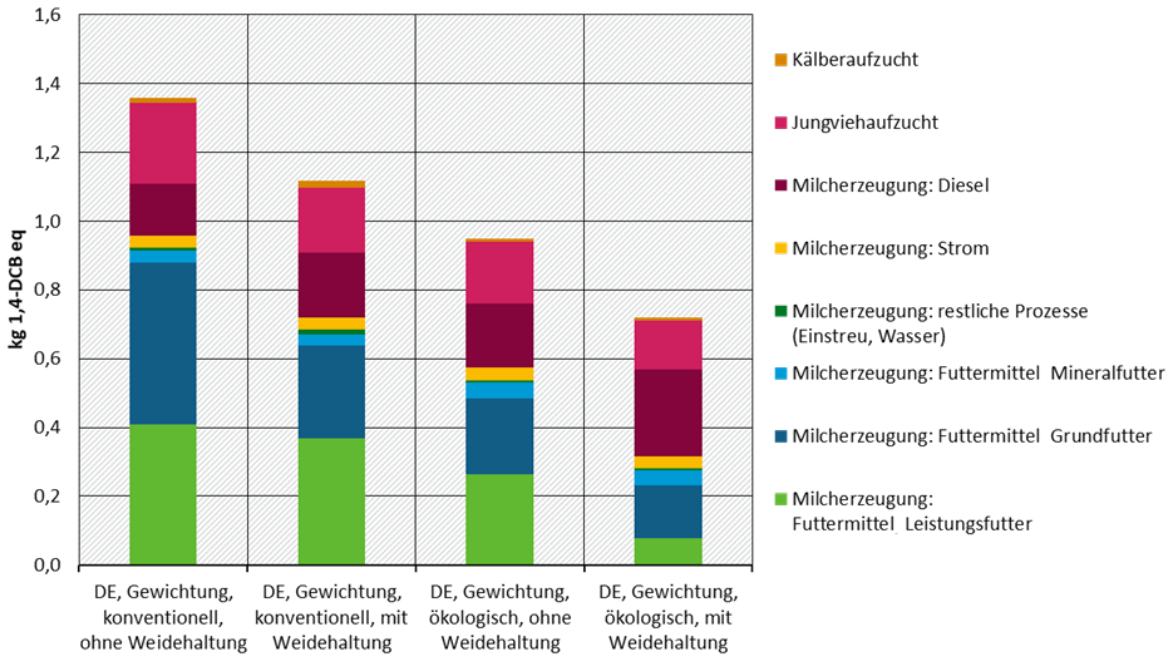
Abbildung 33: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Süßwasser-Ökotoxizität, pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

In Abbildung 34 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial dargestellt. Die insgesamt höchsten Werte für diesen Wirkungsindikator hat wiederum der Betriebsmodelltyp konventionell, ohne Weidehaltung. Die geringsten Beiträge zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial wurden für den Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung, berechnet. Die Ergebnisse für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung sind jeweils niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung.

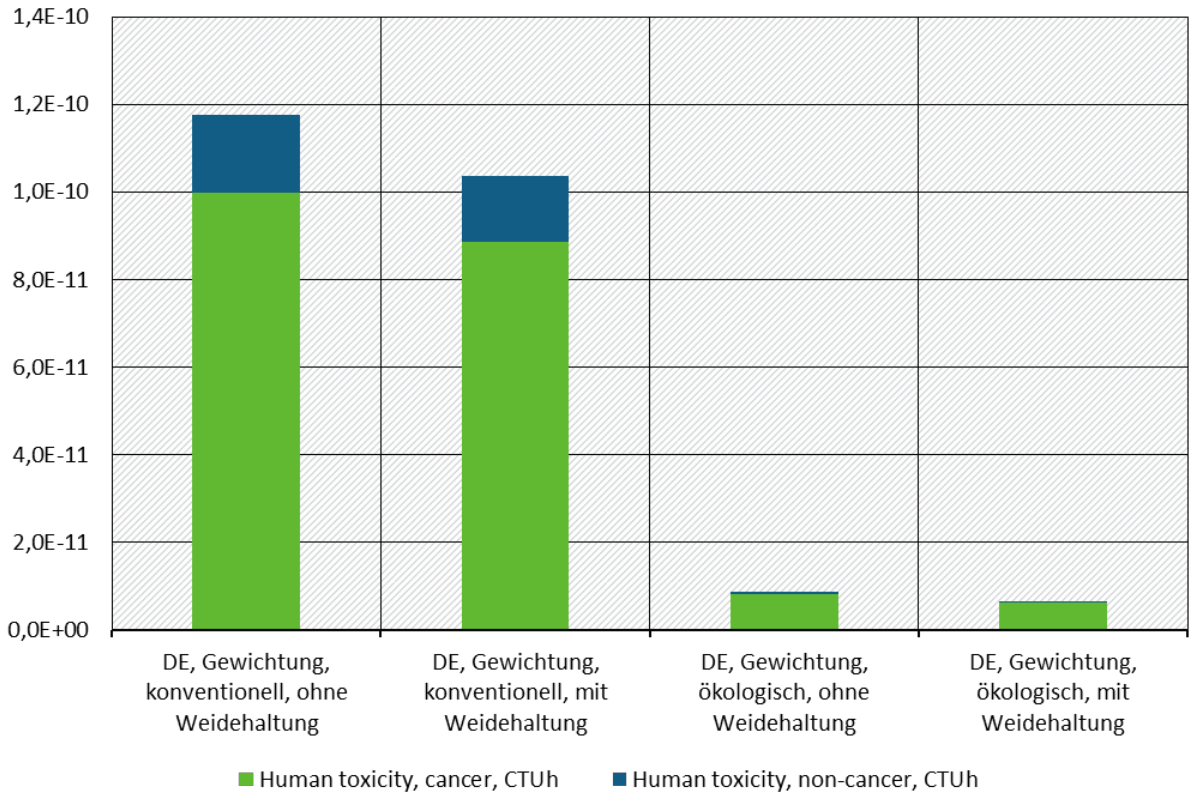
Abbildung 34: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Wie aus Abbildung 34 ebenfalls hervorgeht, beruhen die Unterschiede der Betriebsmodelltypen vor allem auf unterschiedlichen Beiträgen aus der Bereitstellung von Futtermitteln (Milchleistungsfutter und Grundfutter) für die Milchkühe, die bereits an anderer Stelle ausführlich diskutiert wurden (vgl. Abschnitt 5.3.6). In Bezug auf die Effekte durch die Gewichtung der Ergebnisse der verschiedenen regionalen Betriebsmodelle ist die ebenfalls bereits erwähnte hohe Bedeutung der Region Allgäu und die Annahme, dass dort in nur vergleichbar geringem Umfang Milchleistungsfuttermittel eingesetzt wird, bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Abbildung 35: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Humantoxizitätspotenzial, pro kg ECM-Milch



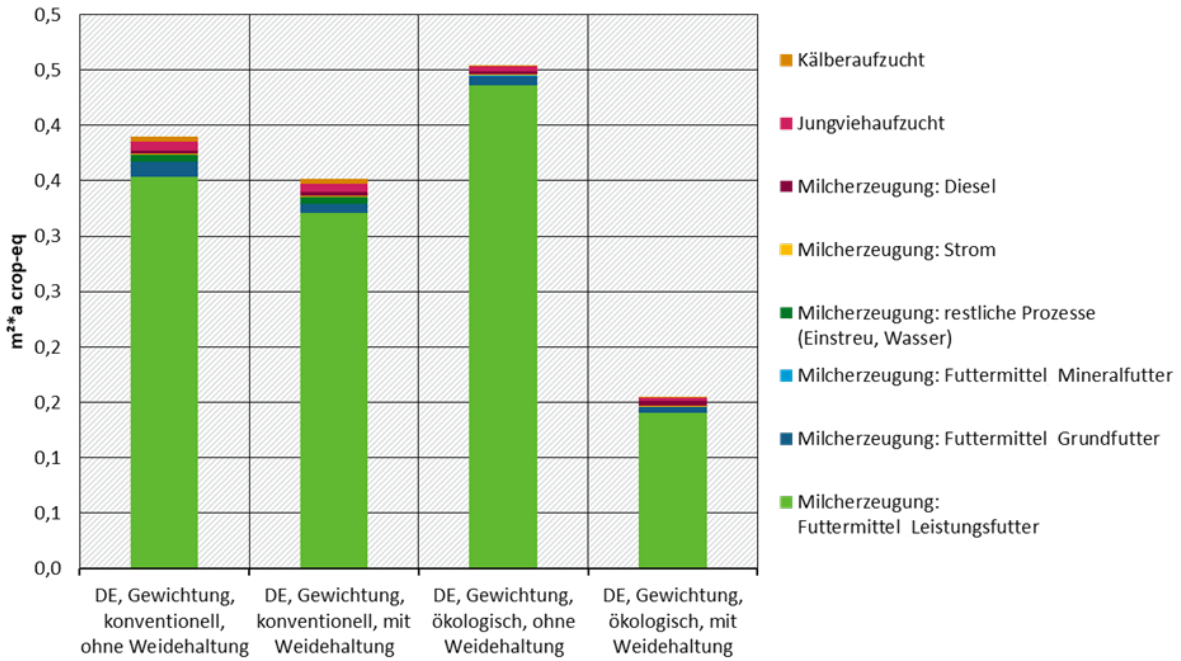
ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Die in Abbildung 35 dargestellten Ergebnisse in der Wirkungskategorie Humantoxizitätspotenzial zeigen ein sehr deutliches Bild zugunsten der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelltypen.

Auch für die gewichteten Ergebnisse ist anzumerken, dass bei der Berechnung der ökotoxikologischen und humantoxikologischen Umweltwirkungen in der vorliegenden Studie neben den sonstigen Stoff- und Energieflüssen zwar die Emissionen aus der Herstellung und Bereitstellung der Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel berücksichtigt werden, nicht jedoch die ohne jeden Zweifel hauptsächlich relevanten Emissionen aus deren Ausbringung (vgl. Abschnitt 5.3.8).

In Abbildung 36 sind die gewichteten Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen dargestellt. Die insgesamt höchsten Werte hat bei dieser Wirkungskategorie der Betriebsmodelltyp ökologisch, ohne Weidehaltung. Die geringsten Beiträge zu dieser Wirkungskategorie wurden für den Betriebsmodelltyp ökologisch, mit Weidehaltung berechnet. Die Werte für die Betriebsmodelltypen mit Weidehaltung sind jeweils niedriger als die Werte für die Betriebsmodelltypen ohne Weidehaltung, wobei hier vor allem der geringere Einsatz an Milchleistungsfutter zum Tragen kommt.

Abbildung 36: Gewichtete Gesamtergebnisse für den Wirkungsindikator Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen, pro kg ECM-Milch



ECM = Energy Corrected Milk, DE = Deutschland
Die Kälberaufzucht spielt insgesamt keine so große Rolle wie die Jungviehaufzucht, weshalb die einzelnen Beiträge nicht weiter aufgeschlüsselt sind.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Der bereits an mehreren Stellen beschriebene Effekt der hohen Bedeutung der Region Allgäu für das Gewichtungsergebnis wird am Beispiel des Wirkungsindikator Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen besonders deutlich. Die Ergebnisse in dieser Wirkungskategorie sind ganz wesentlich auf die getroffenen Annahmen zur Rationsgestaltung und die Modellierung des Milchleistungsfutters zurückzuführen. Entsprechend wirkt sich bei der Gewichtung der hohe Anteil des Ergebnisses aus der Region Allgäu (konventionell 33 %, ökologisch 69 %) aus. Dies muss, ebenso wie die bei der Modellierung der Futterrationen getroffenen Annahmen (vgl. Abschnitt 4.2.4) bei einer Interpretation der gewichteten Ergebnisse unbedingt mitberücksichtigt werden.

6.5 Beurteilung unter Einbezug der Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen

Zweck dieses Abschnittes zur Beurteilung ist, das Vertrauen in die Ergebnisse und die Zuverlässigkeit der Ergebnisse der vorliegenden Ökobilanz-Studie, einschließlich der im ersten Bestandteil der Auswertung identifizierten, signifikanten Parameter, zu bilden und zu stärken.

Um das Ziel und den Untersuchungsrahmen zu erfüllen, muss die Beurteilung die folgenden drei Aspekte umfassen:

- Vollständigkeitsprüfung (siehe 6.5.1);
- Sensitivitätsprüfung (siehe 6.5.2);
- Konsistenzprüfung (siehe 6.5.3).

Die nachfolgende Beurteilung erfolgt vor dem Hintergrund der beabsichtigten Anwendung und der Zielgruppe (vgl. Abschnitt 3.1).

6.5.1 Vollständigkeitsprüfung

Zweck der Vollständigkeitsprüfung ist die Sicherstellung, dass alle relevanten Informationen und die für die Auswertung benötigten Daten zur Verfügung stehen und vollständig sind. Im Rahmen der Datenerhebung als Grundlage zur Erstellung der Sachbilanz (vgl. Kapitel 4) wurde mit großer Sorgfalt darauf geachtet und geprüft, dass für alle hier betrachteten Betriebsmodelle eine gute und auch vergleichbar detaillierte Datengrundlage vorliegt. Dies gilt insbesondere für die Prüfung, dass keine Prozesse oder Daten, die für die Erfüllung des Ziels und des Untersuchungsrahmens als relevant eingestuft werden, bei der Auswertung unberücksichtigt bleiben. Darüber hinaus wurden die Ergebnisse des Basisszenarios (vgl. Abschnitt 5.1und Abschnitt 5.3) durch insgesamt fünf Sensitivitätsanalysen ergänzt und damit weiter abgesichert (vgl. Abschnitt 5.3.8). Für die im Rahmen dieser Studie letztlich ausgewerteten Wirkungskategorien kann festgehalten werden, dass die zur Erfüllung des Ziels und des Untersuchungsrahmens erforderlichen Daten in hinreichender Qualität vorlagen und einen direkten Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen der verglichenen Betriebsmodelle ermöglichen.

Wie in Abschnitt 3.2.7 beschrieben, konnten die erforderlichen Daten für die Bewertung biodiversitätsrelevanter Aspekte durch Anwendung des sogenannten Hemerobie[46]-Ansatzes nicht erhoben werden. Dies liegt nicht zuletzt am hier gewählten Modellierungsansatz, der regionstypische Milcherzeugungssysteme abzubilden vermag, jedoch nicht sehr spezifische und auf einzelbetrieblicher Ebene zu erhebende Daten berücksichtigt. Im Ergebnis bedeutet dies, dass die vorliegende Untersuchung keine explizite Bewertung biodiversitätsrelevanter Aspekte beinhaltet. Entsprechend beziehen sich weder die Darstellung der Ergebnisse noch die auf Basis der Auswertung abgeleiteten Schlussfolgerungen auf biodiversitätsrelevante Aspekte.

6.5.2 Sensitivitätsprüfung

Basierend auf den Ergebnissen der Beitragsanalyse (vgl. Abschnitt 5.3) konnten diejenigen Prozesse und Emissionen identifiziert werden, die für die Gesamtergebnisse der einzelnen Betriebsmodelle von besonders hoher Relevanz sind. Vor dem Hintergrund der als signifikant für das Ergebnis identifizierten Parameter sowie unter Berücksichtigung von zentralen Erkenntnissen aus der einschlägigen Literatur werden in der vorliegenden Untersuchung ein ausführliches Set an sieben eigenständigen Sensitivitätsanalysen durchgeführt und in Hinblick auf die Bedeutung für die ökobilanzielle Bewertung von Milcherzeugungssystemen bewertet. Dabei konnte gezeigt werden, wie sich methodische und datenbezogene Festlegungen auf die Ergebnisse der Ökobilanz auswirken.

6.5.3 Konsistenzprüfung

In Bezug auf die Datenqualität der erhobenen Sachbilanzdaten bestehen zwischen den betrachteten Betriebsmodellen keine Unterschiede.

Die der Auswertung zugrunde liegende Datenqualität ist als gut einzustufen und erfüllt damit das Ziel und den Untersuchungsrahmen der vorliegenden Studie. Die Verfahren zur Bewertung von Koppelprodukten und insbesondere die Allokationsregeln und die Systemgrenze wurden jeweils einheitlich auf alle Produktsysteme angewendet. Dasselbe gilt für die im Zuge der Aus-

[46] Hemerobie, also die Naturferne einer Landfläche, fungiert dabei als Indikator für die Wirkungsabschätzung, wobei flächen- bzw. naturraumbezogene Kriterien und managementbezogene Kriterien unterschieden werden (vergleiche Fehrenbach et al. 2015).

wertung durchgeführten Bestandteile der Wirkungsabschätzung, die ebenfalls für alle 16 untersuchten Betriebsmodelle einheitlich und konsistent angewendet wurden. Die getroffenen Annahmen, ebenso wie die angewandten Methoden und Daten, stimmen dementsprechend mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen überein.

6.6 Einschätzung zu Einschränkungen in Hinblick auf Schlussfolgerungen

Bevor aus den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung Schlussfolgerungen gezogen werden, sollen hier noch einmal wesentliche Einschätzungen und Einschränkungen dargestellt werden, auf die sich die gezogenen Schlussfolgerungen beziehen.

In Hinblick auf die toxikologische Bewertung, und hier insbesondere in Bezug auf die eingesetzten Pflanzenschutz- und mineralischen Düngemittel in den konventionellen Betriebsmodellen, muss einschränkend festgestellt werden, dass hier zwar die Produktion und Bereitstellung der entsprechenden Substanzen berücksichtigt werden konnte, jedoch nicht die Ausbringung und die in der Folge entstehenden komplexen, ökotoxikologischen Interaktionen dieser Substanzen. Da jedoch insbesondere letztgenannte Aspekte für eine umfassende (öko-)toxikologische Bewertung relevant sind, erhebt die vorliegende Untersuchung nicht den Anspruch einer vollständigen (öko-)toxikologische Bewertung. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen, dass die konventionellen Betriebsmodelle auch ohne Berücksichtigung der Anwendung entsprechender Substanzen potenziell höhere Umweltauswirkungen aufweisen. Aus diesem Grund kann davon ausgegangen werden, dass auch eine umfassende ökotoxikologische Bewertung den Befund zu Gunsten der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle bestätigen würde.

Ein weiterer Aspekt sind die hohen Unsicherheiten, die mit der Bewertung toxizitätsbezogener Umweltwirkungen verbunden sind. Für die ökobilanzielle Bewertung komplexer human- und ökotoxikologischer Wechselwirkungen existiert keine wissenschaftlich anerkannte Standardbewertungsmethode. Die in der vorliegenden Studie dargestellten Ergebnisse zur Wirkungsabschätzung toxikologischer Aspekte sollten sehr zurückhaltend interpretiert werden. Dies zeigt auch und insbesondere die hierzu durchgeführte Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.4.5) Um eine Monetarisierung der genannten Umweltwirkungen zu ermöglichen, werden die Ergebnisse dennoch mit ausgewiesen. Auf die Ableitung von Schlussfolgerungen auf Basis der toxizitätsbezogenen Ergebnisse wird in der vorliegenden Ökobilanz aber verzichtet.

Die vergleichsweise große Variabilität landwirtschaftlicher Daten, die nicht zuletzt durch zeitliche, geografische und lokale Variabilität bedingt ist, stellt ein bekanntes Wesensmerkmal der Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produktionsprozesse dar. Es gilt hier zu vermeiden, dass gegebenenfalls eher kleine Unterschiede im Bereich der Berechnungsungenauigkeit bei der Auswertung überinterpretiert werden. Aus diesem Grund werden signifikante Parameter und Unterschiede in der vorliegenden Studie auf Basis heuristisch abgeleiteter Signifikanzschwellen identifiziert (vgl. Abschnitt 5.1). Dies gilt auch und insbesondere in Bezug auf die zugrunde gelegten Annahmen zur Rationsgestaltung, bei der mögliche Variationen sehr großen Einfluss auf die Bewertung haben können.

Die vorliegende Ökobilanz bewertet außerdem keine Tierwohlaspekte. Dies ist schon allein darin begründet, dass es sich bei Fragen des Tierwohls nicht um ökologische Aspekte im eigentlichen Sinne handelt. Aus Sicht der Verbraucherpolitik kann eine Berücksichtigung der Tierwohlperformance im Zuge einer ganzheitlichen Bewertung grundsätzlich dennoch erstrebenswert sein. Daher werden Fragen des Tierwohls im Rahmen der Monetarisierung mit behandelt.

Aufgrund des gewählten Modellierungsansatzes zur Abbildung regionaltypischer Betriebsmodelle war es zudem nicht möglich, biodiversitätsrelevante Aspekte abzubilden. Qualitativ

gesehen dürften hier im Vergleich ökologisch wirtschaftende den konventionellen Betriebsformen überlegen sein.

Gemäß dem gängigen Vorgehen in produktbezogenen Ökobilanzen wurden die hier untersuchten Betriebsmodelle nicht als dynamische Produktsystemmodelle, sondern als lineare Prozesskette spezifiziert. Es ist jedoch festzuhalten, dass es bei dem gewählten linearen Modellierungsansatz nicht möglich ist, die komplexen Interaktionen (z.B. Abschwächungen, Verstärkungen) innerhalb dynamischer Gleichgewichte abzubilden. Ein Beispiel aus der Milcherzeugung stellen die direkten Emissionen der Milcherzeugung, wie insbesondere Methan, Lachgas und Ammoniak dar, die in Abhängigkeit des Futtermittels, der Futtermittelmenge, der körperlichen Verfassung des Tieres, der Temperatur und weiterer Einflussfaktoren schwanken können. Dennoch wird davon ausgegangen, dass die lineare Modellierung der Milcherzeugung eine hinreichend genaue Determination des Produktionsprozesses erlaubt.

Bei der vorliegenden Untersuchung handelt es sich um eine attributive Ökobilanz und nicht um eine folgenorientierte Ökobilanzierung. Effekte, die sich aus einer Änderung der Milcherzeugung, wie zum Beispiel der Umstellung von konventioneller auf ökologische Wirtschaftsweise ergeben, werden daher nicht berücksichtigt. Für die vorliegende Untersuchung wird davon ausgegangen, dass die Betriebe jeweils bereits bestehen und dass die Milcherzeugung keine direkte oder indirekte Änderung der Landnutzung verursacht. Entsprechende Änderungen bei der Landnutzung können entstehen, wenn ein konventioneller Milcherzeugungsbetrieb auf ökologische Wirtschaftsweise umgestellt wird. Aufgrund geringerer Flächenerträge im ökologischen Futteranbau würde dann mehr Fläche beansprucht. Insbesondere in Bezug auf potenzielle direkte und indirekte Landnutzungsänderungen durch einen massiven Ausbau der ökologischen Landwirtschaft hat sich nicht zuletzt an dieser Frage eine Kontroverse im Rahmen der landwirtschaftspolitischen Festlegung von ökologisch optimalen Ausbauzielen der ökologischen Landwirtschaft entwickelt. Wenn auch zweifellos von hoher Relevanz, steht die Frage direkter und indirekter Landnutzungsänderung nicht im Fokus der vorliegenden Betrachtung.

7 Schlussfolgerung

7.1 Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen der vorliegenden Ökobilanz

Für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren weisen die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen einen mehr oder weniger deutlichen Umweltvorteil auf. Lediglich in Bezug auf das terrestrische Versauerungspotenzial und bei der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen schneiden die konventionellen Betriebsmodelle beim direkten Vergleich besser ab. In Bezug auf das Treibhausgasemissionspotenzial der betrachteten Betriebssysteme liegen die Ergebnisse der vorliegenden Studie im unteren Bereich, jedoch innerhalb der typischen Bandbreite der Ergebnisse anderer Ökobilanzstudien, in denen die Umweltauswirkungen der Milchproduktion in Industrieländern erfasst wurden. Dies gilt gleichermaßen für die konventionellen als auch für ökologisch wirtschaftende Betriebsmodelle (vgl. Tabelle 81). Die Ergebnisse der vorliegenden Studie decken sich, auch in Bezug auf den Vergleich konventioneller und ökologischer Milchproduktionssysteme mit den Ergebnissen eines groß angelegten Vergleichs des Thünen Instituts zur Klimawirkung ökologischer und konventioneller Betriebssysteme in einem Netzwerk von Pilotbetrieben (vgl. Hülsbergen (2013)). Eine bezogen auf die Treibhausgasemissionen abweichende Tendenz ergibt sich in Bezug auf jüngst veröffentlichte Ergebnisse zum Ökologischen Fußabdruck von Milch (ifeu 2020). In der entsprechenden Studie werden, anders als im vorliegenden Fall, dem Konzept der additiven Landnutzung nach Fehrenbach et al (2018) folgend, zusätzlich zur eigentlichen Treibhausgasbilanzierung der landwirtschaftlichen Produktion noch Emissionen aus dem Umbruch von Grünland zu Ackerland hinzugerechnet. Da die Berechnung auf Basis der jeweils belegten Flächen beruht, und bei den Emissionen nicht zwischen verschiedenen Agrarprimärprodukten oder der Wirtschaftsweise ihrer Herstellung unterscheidet, begünstigt diese Methodik einseitig die generell höhere Hektarerträge liefernde konventionelle Landwirtschaft. Grundsätzlich adressiert der Ansatz der additiven Landnutzung ein relevantes Umweltproblem. Es stehen jedoch, zumindest zum gegenwärtigen Zeitpunkt und aus Sicht der Autorinnen und Autoren der hier vorgelegten Studie, noch keine ausreichend validen Informationen zur Verfügung, die eine statistisch erfasste Umwandlung von Grünland zu Ackerland und die damit verbundenen Emissionen für einen ökobilanziellen Vergleich konventioneller und ökologischer Lebensmittel rechtfertigen würden. Dementsprechend wurde, ebenso wie im umgekehrten Fall der Bewertung von Kohlenstoffveränderungen im Boden durch Humus-C, bei der einseitig die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle profitieren würden, auf eine Berücksichtigung in der vorliegenden Studie bewusst verzichtet.

Die Betriebsmodelle mit Weidehaltung zeichnen sich im Vergleich zu ihrem Pendant ohne Weidehaltung durch niedrigere Werte für die verschiedenen Umweltwirkungen aus und besitzen dadurch Umweltvorteile. Insbesondere bei den Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand, Wasserverbrauch, Süßwasser-Eutrophierung, terrestrische Versauerung, terrestrische Toxizität und Aquatoxizität weisen die Betriebssysteme mit Weidehaltung deutlich niedrigere Ergebniswerte auf.

Die Werte zum terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial weichen um mehrere Dimensionen von den bisher gängigen Berechnungen ab. Ein direkter Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit den Ergebnissen der Literatur erscheint in dieser Hinsicht nicht sinnvoll.

Im Folgenden wird die Auswirkung verschiedener Produktionsparameter erläutert, die die betrachteten Milchproduktionssysteme charakterisieren:

- Bedeutung der Milchleistung: Die Milchleistung ist ein wesentliches Charakterisierungsmerkmal für die jeweiligen Betriebsmodelle. Sie ist der Hauptfaktor bei der Berechnung des Gesamtenergiebedarfs der Milchkühe. Aus diesem wiederum ergibt sich der Futterbedarf und damit verbunden auch die direkten Emissionen der Milcherzeugung und des Wirtschaftsdüngeranfalls. Im Vergleich zur konventionellen Erzeugung weisen die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle pro Kuh im Durchschnitt geringere Milchleistungen aus. Die vorliegende Untersuchung reflektiert diesbezüglich die reale Situation der Milcherzeugung in Deutschland. Ausgehend von einem sehr niedrigen Milchleistungsniveau (z.B. 4.500 kg ECM pro Kuh und Jahr) lassen sich durch moderate Erhöhung zunächst deutliche Einsparungen beim Treibhausgaspotenzial erreichen (vgl. Abschnitt 6.2.3). Je höher jedoch die Milchleistung, desto geringer der mögliche Einspareffekt durch weitere Intensivierung. So ergeben sich zwischen einer Milchleistung von 8.500 kg ECM und 10.000 kg ECM und insbesondere darüber hinaus kaum noch Unterschiede beim Treibhausgaspotenzial (vgl. Abbildung 22). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch Frank et al. (2014), die zeigen, dass eine Steigerung einer Milchleistung über 7.500 kg ECM hinaus nur noch geringfügige positive Effekte auf die Treibhausgasemissionen pro kg Milch mehr hat. In diese Richtung weisen auch die Berechnungen von Brade (o. J.)[47], für die bei Annahme einer konstant bleibenden Milch und Fleischmenge für die Steigerung der Milchleistung eine geringfügige Verbesserung der Treibhausgasemissionen von 0,93 kg CO_2eq pro kg ECM (bei 8.000 kg ECM pro Kuh und Jahr) auf 0,89 Milch kg CO_2eq pro kg ECM (bei 10.000 kg ECM pro Kuh und Jahr) berechnet wurden. Entscheidend ist hierbei immer auch die Futterration und insbesondere die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters, dass für die Erhöhung der Milchleistung benötigt wird. Die hierbei möglichen Variationen können einen großen Einfluss auf die Bewertung haben.

- Bedeutung der Futtergrundlage: Das eingesetzte Futtermittel und insbesondere der Bedarf und die Zusammensetzung des Milchleistungsfutters sind von hoher Relevanz für die Ergebnisse der Ökobilanz. Als mit Abstand wichtigster Bestandteil des konventionellen Milchleistungsfutters ist die sojabasierte Futtermittelkomponente. Weitere relevante Beiträge stammen aus dem Anbau der Getreidebestandteile. Wie im Rahmen der entsprechenden Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 5.4.2) gezeigt werden konnte, lassen sich durch die Substitution von sojabasierten Komponenten durch einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, Umweltverbesserungen erzielen, sofern dabei die ernährungsphysiologischen Bedürfnisse der Tiere hinreichend berücksichtigt werden. Aufgrund der geringen Hektarerträge weist das ökologische Milchleistungsfutter in der vorliegenden Studie besonders große Umweltauswirkungen pro kg Futter auf. Hier wird besonders deutlich, was innerhalb der Bandbreiten der hier untersuchten Futtergrundlage generell gilt. Je weniger Milchleistungsfutter in einem Betrieb eingesetzt werden muss, desto günstiger wirkt sich dies auf die spezifische Umweltbelastung der Milch aus.

- Bedeutung der Lebensdauer der Tiere (Parameter durchschnittliche Anzahl an Laktationen): Die Laktationszahl beschreibt die durchschnittliche Nutzungsdauer einer Milchkuh. Sie ist

[47] https://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/43/Brade-92-1-html; zuletzt abgerufen am 28.07.2020

damit ein Maß für die produktive Lebensdauer. In der vorliegenden Untersuchung wird davon ausgegangen, dass der Milcherzeugungsbetrieb seinen Bedarf an Milchkühen über die eigene Nachzucht selbstständig deckt, überschüssige Bullenkälber und Aufzuchtfärsen werden demnach verkauft. Die Aufwendungen für die Aufzucht der Färsen werden vollumfänglich betrachtet. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass mit steigender Laktationszahl bei allen betrachteten Indikatoren eine tendenziell leicht verringerte Umweltbelastung einhergeht. Hier deckt sich das Ergebnis der vorliegenden Untersuchung mit den Ergebnissen in der Literatur (vgl. Müller-Lindenlauf et al (2014)). Je nachdem, welche Aspekte in die Bewertung einbezogen werden, kann der Laktationszahl auch eine noch höhere Bedeutung zukommen. So konnte etwa Zehetmeier 2013 in ihren Untersuchungen zeigen, dass die Methode zur Erfassung der Verknüpfung der Milch- und Rindfleischproduktion, die in der vorliegenden Untersuchung nicht im Fokus stand, einen deutlichen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen haben kann und dass hierbei vor allem die Frage entscheidend ist, durch welche sonstigen Produktionsverfahren die Nachfrage nach Rindfleisch gedeckt wird (Zehetmeier 2013).

- Bedeutung der Bewertung von Koppelprodukten: Für das Ökobilanzmodell relevant ist auch die Auswirkung auf die als Koppelprodukt anfallende Menge an Rindfleisch. Die Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und zu Allokationsverfahren sind vor allem in Hinblick auf die Bewertung der absoluten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung relevant. Der Vergleich konventioneller und ökologischer Betriebe mit und ohne Weidehaltung ist davon weniger betroffen, als wenn Vergleiche zwischen den Ergebnissen unterschiedlicher Studien gezogen werden (vgl. Abschnitt 7.3).
- Bedeutung der angenommen Größe des Tierbestands: Die definierten regionaltypischen Betriebsmodelle zeichnen sich außerdem durch spezifische Bestandsgrößen aus. Die Auswirkungen der Bestandsgröße auf das Ergebnis sind allerdings vergleichsweise geringfügig. Tatsächliche Skaleneffekte, etwa beim Energieaufwand (z.B. Melken mit verschiedenen Melkständen), werden in der vorliegenden Studie zwar berücksichtigt, sie wirken sich angesichts der Dominanz anderer Prozesse jedoch kaum auf die absoluten Ergebnisse aus. Für die vorliegende Untersuchung kann festgehalten werden, dass die Größe des Tierbestands in Bezug auf Umweltwirkungen nicht von höchster Relevanz ist. Für Vergleiche, die stärker kontrastiv angelegt sind, kann die Größe des Tierbestands jedoch durchaus von etwas höherer Bedeutung sein.

7.2 Spezifische Schlussfolgerungen für die vier ausgewählten Regionen

In der vorliegenden Studie werden für vier wichtige Milcherzeugungsregionen Deutschlands typische Betriebe modelliert. Dabei werden, etwa über die Bestandsgröße, die hauptsächlich eingesetzte Tierrasse und insbesondere über die regionalspezifischen Futterrationen wesentliche naturräumliche Gegebenheiten in den ausgewählten Regionen berücksichtigt. Auch wenn sich die Grundfuttererzeugung in Hinblick auf Ackerland- und Grünlandflächen in den ausgewählten Regionen mitunter deutlich unterscheiden, ergeben sich bezogen auf das Endprodukt Milch für die Regionen Mittelgebirge, Nord und Ost weitgehend vergleichbare Umweltbelastungen. Etwas größere Unterschiede weist die Region Allgäu auf. Sie unterscheidet sich mit Blick auf die Umweltbelastung von den drei anderen Regionen. Charakteristisch für diese Region ist der Einsatz der Rasse Fleckvieh, bei der es sich um eine ein Zweinutzungsrasse handelt, sowie die Zusammensetzung des Grundfutters, welches bei den Betriebsmodellen dieser Region zum Einsatz kommt. Hingegen wurde auf Basis der verfügbaren Datengrundlage beim Milchleistungsfutter, welches den Hauptanteil an den fütterungsbedingten Umweltbelastungen ausmacht, in dieser Studie keine regionalspezifische Differenzierung vorgenommen.

7.3 Methodenspezifische Schlussfolgerungen für zukünftige Ökobilanzen von Milcherzeugungssystemen

Die für den Vergleich konventioneller und ökologischer Milcherzeugungssysteme herangezogenen Daten orientieren sich an Kriterien und rechtlichen Vorgaben, die den beiden landwirtschaftlichen Produktionssystemen zugrunde liegen bzw. diese reglementieren. Darüber hinaus wird für die Aufwendungen der Betriebe davon ausgegangen, dass rechtliche Vorgaben und Vorschriften (z.B. Umgang mit Dünger) eingehalten werden. Damit liegen teilweise eindeutige Vorgaben für die Modellierung der Betriebe vor. Daneben werden auch systembeschreibende Parameter mit abgebildet, für die keine rechtlichen Vorgaben existieren, die also nicht verbindlich vorgegeben sind. Hier zu nennen ist beispielsweise die pro Kuh geringere Milchleistung der ökologisch wirtschaftenden Betriebe. Die große Bandbreite, der in der Praxis existierenden konventionellen und ökologischen Produktionsverfahren kann in einer Ökobilanz nicht umfassend abgebildet werden. Gleichwohl repräsentiert die hier auf der Ebene von Betriebstypen getroffene Auswahl einen guten Überblick über die Milcherzeugung in Deutschland.

Im Folgenden wird erläutert, welche Bedeutung verschiedene methodische Festlegungen haben, die im Rahmen der Erstellung einer Ökobilanz getroffen werden müssen.

Bedeutung der Festlegung der funktionellen Einheit

Die am häufigsten angewandte Bezugsgröße zur ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen ist die funktionelle Einheit „pro kg Milch“. Unter dieser Voraussetzung weisen für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betrieben einen Umweltvorteil auf. Bezieht man die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen auf eine ökonomische Bezugsgröße („pro € Produkt“) oder flächenbezogen (pro ha landwirtschaftliche Fläche), so verstärkt dies den relativen Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe. In Bezug auf die ökonomische Bezugsgröße ist dabei allerdings auch zu berücksichtigen, dass hierbei ja einerseits bereits eine erhöhte Zahlungsbereitschaft der Konsumentinnen und Konsumenten für ökologisch erzeugte Milch mitberücksichtigt ist und andererseits bei der Produktion auch höhere Kosten anfallen.

Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und zu Allokationsverfahren

Milcherzeugungssysteme sind, wie die meisten landwirtschaftlichen Produktionssysteme, Multi-Output-Prozesse. Im Rahmen der ökobilanziellen Bewertung müssen diese Koppelprodukte adäquat berücksichtigt werden. Wie die Ergebnisse einer ausführlichen Sensitivitätsanalyse zeigen, sind die zu treffenden **Festlegungen zum Umgang mit Koppelprodukten und zu Allokationsverfahren** vor allem in Hinblick auf die absolute Höhe der Ergebnisse relevant. Der Vergleich konventioneller und ökologischer Betriebe mit und ohne Weidehaltung ist davon weniger betroffen und führt dementsprechend auch nicht zu einseitig verzerrten Bewertungen.

Bedeutung von Festlegungen und Annahmen, die nicht eindeutig empirisch belegt oder objektiv begründbar, jedoch relevant für die Ergebnisse sind.

Die Bedeutung von Festlegungen und Annahmen soll exemplarisch am Beispiel der Zusammensetzung des ökologisch hoch relevanten Milchleistungsfutters dargelegt werden. Für die vorliegende Untersuchung wurden bei der Zusammensetzung des Milchleistungsfutters, die auf Einschätzung von Futtermittelexperten beruht, getroffen. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde gezeigt, dass sich durch die Substitution von sojabasierten Komponenten durch einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, Umweltverbesserungen erzielen lassen. Anzumerken ist hier, dass lediglich der Effekt einer möglichen Substitution bewertet wurde, nicht jedoch eine Bewertung dazu, inwiefern ein entsprechend breitflächiger Anbau von Futterleguminosen unter den gegenwärtigen agrarstrukturellen Bedingungen möglich ist.

Neben der rationsspezifischen Berechnung der direkten und indirekten Emissionen wurde auch die Düngewirkung des anfallenden Wirtschaftsdüngers berücksichtigt. In Bezug auf die Umweltwirkungen aus dem Wirtschaftsdünger wurden zwischen den verschiedenen Betriebsmodellen nur vergleichsweise geringe Unterschiede identifiziert. Zudem wurde für die konventionellen Betriebsmodelle die Düngung mit synthetischen Düngemitteln berücksichtigt (vgl. Abschnitt 4.2), was sich in den höheren Teilbeiträgen der Grundfutterbereitstellung bei den konventionellen Betriebsmodellen ausdrückt.

7.4 Weitere Schlussfolgerungen zur ökobilanziellen Bewertung von Milchproduktionssystemen

Für die Bewertung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln konnte zumindest die Herstellung der Produkte in den vorliegenden Ergebnissen mit abgedeckt werden. Die Herstellung der Pflanzenschutzmittel tragen insbesondere zu den toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien (Ökotoxizität und Humantoxizität) bei. Der Quervergleich über alle Betriebsmodelle zeigt, dass die konventionellen Betriebe jeweils größere Indikatorergebnisse aufweisen als die jeweiligen ökologischen Vergleichsvarianten und in der Beitragsanalyse (vgl. Abschnitte 5.3.5, 5.3.6 und 5.3.8) konnte gezeigt werden, dass hierbei die Herstellung der Pflanzenschutzmittel mit ausschlaggebend ist. Gleichwohl ist hier festzuhalten, dass die Bewertung der vielfältigen Dimensionen von Wechselwirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme mit dem umgebenden Ökosystem eine Herausforderung bleibt. Hierzu sei auch noch einmal auf die Ausführungen zur Unsicherheit verweisen, die mit der Bewertung toxizitätsbezogener Umweltwirkungen verbunden sind (vgl. Abschnitt 6.6).

Ebenfalls konnte im Rahmen des gewählten methodischen Ansatzes keine Bewertung biodiversitätsrelevanter Aspekte erfolgen. Für die definierten typischen Betriebssysteme gibt es bislang keine charakterisierenden Datensätze zu biodiversitätsrelevanten Aspekten. Für das gewählte Vorgehen zur Abbildung regionaltypischer Betriebsmodelle ist es auf Basis der bisher verfügbaren Informationsbasis nicht möglich, entsprechend detaillierte Festlegungen zu relevanten

Aspekten, wie etwa der auf den landwirtschaftlichen Flächen vorhandenen Fauna und Flora, zu treffen. Entsprechende Einschränkungen werden auch für zukünftige Untersuchungen relevant bleiben. Ein in diesem Zusammenhang vielversprechender Ansatz könnte allerdings darin bestehen, das Hemerobie-Konzept (vgl. Fehrenbach et al. (2015)) zunächst an dem auf einzelbetrieblichen Analysen aufbauenden Netzwerk der Pilotbetriebe zu erproben. Auf Basis der Ergebnisse auf Einzelbetriebsebene könnte dann geprüft werden, ob auch für den auf überbetrieblicher Ebene angestellten Vergleich deutliche Erkenntnisse ableitbar sind. Konkret müsste geprüft werden, ob neben der Form der Bewirtschaftung (z.B. Einsatz von Pflanzenschutzmittel und synthetischen Düngemitteln) auch weitere biodiversitätsrelevante Aspekte charakteristisch für die ausgewiesenen Betriebssysteme sind. Dies könnte beispielsweise Daten zu biodiversitätsfördernden Strukturelementen auf den landwirtschaftlichen Flächen, die Strukturierung der Landschaft oder managementbezogene Handlungsoptionen betreffen. Sollten sich hier deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben zeigen, die eindeutig auf die konventionelle bzw. ökologische Bewirtschaftung der Betriebe zurückzuführen sind, könnten diese Ergebnisse in zukünftigen ökobilanziellen Studien als wichtige generische Kennwerte genutzt werden. Für den Moment erscheint eine Bewertung von biodiversitätsrelevanten Aspekten von landwirtschaftliche Produktionssystemen vor allem im Rahmen detaillierter einzelbetrieblicher Untersuchungen aussichtsreicher zu sein.

8 Ökonomische Bewertung von produktbezogenen Umweltschäden

8.1 Ziele der ökonomischen Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Milchproduktionssysteme

Im vorliegenden Kapitel werden die quantifizierten Umweltwirkungen aus der Ökobilanz, die im Rahmen der vorherigen Kapitel erarbeitet wurden, ökonomisch bewertet. Im Zentrum steht dabei die möglichst umfassende Monetarisierung der Umweltkosten, soweit dies methodisch möglich ist. Die Analyse fokussiert auf die Umweltfolgen und deren Kosten. Nicht Teil der Analyse ist folglich eine umfassende ökonomische Bewertung von verschiedenen Produktionssystemen. Die vorliegende Analyse soll aufzeigen, welche volkswirtschaftlichen Kosten sich aus den Umweltwirkungen der untersuchten Milchproduktionssysteme ergeben. Dazu werden die Ergebnisse der Ökobilanz, die in Wirkungsindikatoren vorliegen, mit jeweils passenden Kostensätzen monetarisiert. Nicht für alle Umweltwirkungen ist eine umfassende Monetarisierung möglich, weil es bei einigen Umweltwirkungen noch Forschungslücken gibt. Bei der Monetarisierung werden auch die Unsicherheiten der Berechnung aufgezeigt (vgl. Teilkapitel Sensitivitätsanalyse). Die Ergebnisse der monetären Bewertung der verschiedenen Umweltwirkungen werden schließlich zu gesamten Umweltkosten je Produktionssystem addiert. Auf diese Weise ergeben sich für die verschiedenen (Milch-)Produktionssysteme jeweils Gesamtwerte der volkswirtschaftlich relevanten Umweltkosten, die miteinander vergleichbar sind.

8.2 Grundlagen und Vorgehenskonzepte zur Monetarisierung

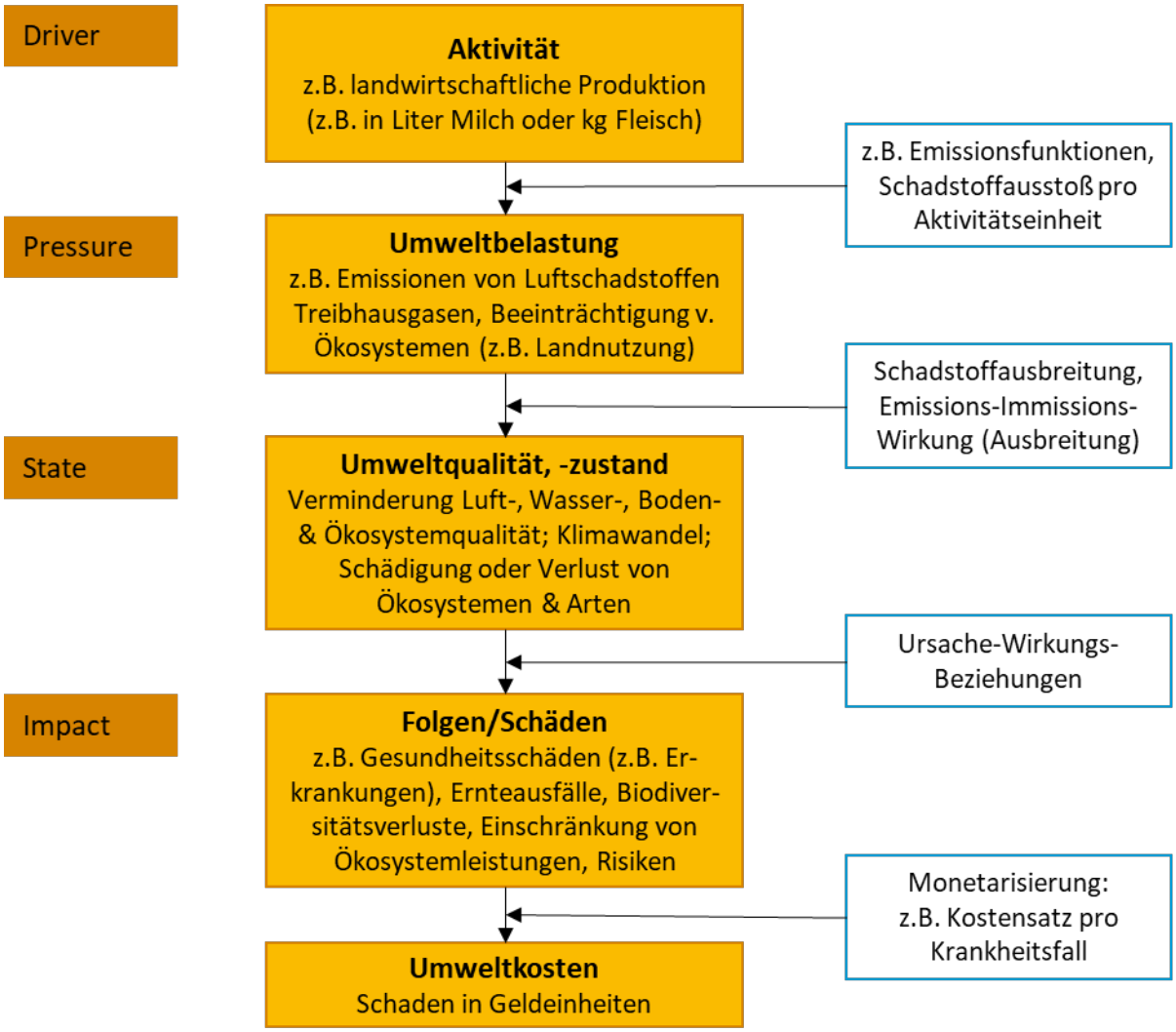
Die Monetarisierung von Umweltkosten in der Landwirtschaft unterscheidet sich grundsätzlich methodisch nicht von der Monetarisierung in anderen Umwelt- und Politikbereichen. Im Folgenden sind deshalb die grundlegenden Vorgehenskonzepte zur Monetarisierung von Umweltkosten beschrieben (Kap. 8.2.1). Am Ende dieses Teilkapitels wird auch kurz auf wichtige bestehende Studien zu den Umweltkosten der Landwirtschaft Bezug genommen. Anschließend wird das konkrete Vorgehen im vorliegenden Vorhaben skizziert (8.2.2)

8.2.1 Vorgehenskonzepte zur Monetarisierung von Umweltkosten

Die Monetarisierung von Umweltkosten ist die Methode, um die mit einem Produkt oder einer Tätigkeit verbundenen Umweltfolgen bzw. die damit zusammenhängenden Umweltkosten in Geldwerten auszudrücken. Weil bei Umweltfolgen häufig keine direkt beobachtbaren Marktpreise für das Umweltgut selbst vorliegen, erfolgt die Monetarisierung der Umweltkosten idealerweise nach dem Schadenskostenansatz entlang des Wirkungspfades. Die folgende Abbildung 37 zeigt schematisch die Grundlogik dieser Vorgehensweise. Dargestellt ist beispielhaft der Verkehr und dessen Umweltfolgen entlang der Logik des DPSIR-Modells: Von der Verkehrsaktivität (‚Driving Force' oder ‚Driver') werden die Umweltbelastungen (z.B. Emissionen) ermittelt und anschließend die Immissionen (‚State', entspricht in etwa der Umweltqualität). Auf Basis wissenschaftlich ermittelter Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge (z.B. zwischen Feinstaubemissionen und Herzkreislaufkrankheiten) werden daraus die Schäden berechnet (z.B. zusätzliche Krankheitsfälle). Im letzten Schritt des Wirkungspfadansatzes werden die Schäden schließlich monetarisiert. Für die Monetarisierung der Schäden gibt es wiederum verschiedene methodische Ansätze, z.B. durch tatsächliche Marktpreise (z.B. Krankenhaus- bzw. Behandlungskosten bei Gesundheitsschäden), durch offenbarte Präferenzen (‚revealed preferences', z.B. Hedonische

Bewertung) oder geäußerte Präferenzen wie Zahlungsbereitschaften (‚stated preferences', z.B. aus Befragungen).

Abbildung 37: Berechnung der Umweltschadenskosten gemäß Wirkungspfadansatz (am Beispiel Verkehr)



Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V., auf Basis der Daten von UBA (2020)

Eine umfassende Monetarisierung der Schadenskosten gemäß Wirkungspfadansatz ist allerdings nur dann möglich, wenn zu den einzelnen Teilschritten verlässliche quantitative Grundlagen vorliegen. In vielen Fällen fehlen aber entweder quantitative Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge oder Grundlagen zur monetären Bewertung der Schäden. Somit lässt sich dort der Schadenskostenansatz nicht umsetzen. In diesem Fall können jedoch alternative Berechnungsmethoden angewandt werden. Diese Ansätze sind verglichen mit den Schadenskosten gemäß Wirkungskostenansatz jedoch immer als zweite Priorität zu betrachten, weil sie lediglich ein Proxy der Umweltschadenskosten darstellen und die effektiven Kosten unter- oder überschätzen können. Solche alternativen Ansätze sind (vgl. auch UBA Methodenkonvention 3.0, UBA 2019):

- Vermeidungskosten: Die Vermeidungskosten stehen im Gegensatz zu den Schadenskosten nicht in einem unmittelbaren Bezug zu den Umweltschäden. Die Vermeidungskosten

umfassen Kosten, die bei der Vermeidung oder Verringerung der Aktivität, welche die Umweltschäden verursacht, entstehen (also z.B. bei der Vermeidung von Emissionen). Die Vermeidungskosten lassen sich in der Regel als Untergrenze der tatsächlichen Schadenskosten interpretieren.

- Reparaturkosten oder Wiederherstellungskosten: Bei diesem methodischen Ansatz werden die Kosten von Maßnahmen ermittelt, die den entstandenen Schaden reparieren oder das beschädigte Gut ersetzen. Das kann im Fall von Infrastrukturschäden eine sehr präzise Art sein, die Schäden monetär zu bewerten. Bei Schäden an Ökosystemen sind die Reparatur- oder Wiederherstellungskosten nur eine beschränkt geeignete Schätzgröße für den Schadens- bzw. Wohlfahrtsverlust, da sie keinen direkten Zusammenhang mit dem Schaden haben und oft die Reparatur oder der Ersatz nicht perfekt ist. In diesen Fällen ist es eine Schätzung der Untergrenze.

Ein weiterer Anknüpfungspunkt für die Monetarisierung, wenn der Wirkungspfadansatz nicht möglich ist, ist ein „Top-down Ansatz“ zur Bewertung von Umweltschäden, z.B. auf Basis von bestehenden Kostensätzen (in der ökonomischen Literatur z.T. auch „Schattenpreise“ genannt) für einzelne Umweltschäden bzw. -emissionen (vgl. auch UBA Methodenkonvention 3.0). Dieses Vorgehen bietet sich im vorliegenden Fall an, weil es sehr viele Wirkungsmuster gibt, bei denen oft keine quantitativen Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge bestehen. Das Vorgehen wurde beispielsweise auch im Rahmen des Sachstandspapiers „Umweltkosten von Baustoffen“ zur UBA Methodenkonvention 3.0 angewandt (CE Delft 2018) und ist generell gut geeignet für die Monetarisierung von Umweltkosten von Produkten bzw. Gütern. Für das vorliegende Projekt wird deshalb ebenfalls dieser Ansatz verfolgt. Eine Anwendung des Wirkungspfadansatzes wäre aufgrund mangelnder Grundlagen zu den Expositions-Wirkungs-Zusammenhängen kaum möglich. Der gewählte „Top-down-Ansatz“ ist zudem einfacher anwendbar durch direkte Verrechnung von Umweltwirkungen (z.B. Emissionen) und Umweltkostensätzen. Dafür ist der Differenzierungsgrad und die Spezifität der Berechnungen weniger hoch als beim Wirkungspfadansatz. Eine detailliertere Vorgehensbeschreibung findet sich im folgenden Kapitel 8.2.2.

Umweltkosten in der Landwirtschaft

Im Gegensatz zu den Umweltkosten des Verkehrs oder der Energieproduktion (vgl. UBA 2019c, UBA 2019a, ARE 2018, NEEDS 2006) sind die Umweltkosten der Landwirtschaft weniger umfassend untersucht. Gleichwohl gab es in den letzten Jahren eine Reihe von Studien, in denen die Umweltkosten der Landwirtschaft umfassend oder partiell ermittelt wurden.

Eine ganze Reihe von internationalen Studien gibt es zu den Umweltkosten einzelner Umweltwirkungen oder Emissionen der Landwirtschaft, z.B. den Kosten der Klimawirkung, der Stickstoffemissionen, dem Pestizideinsatz etc. Besonders erwähnenswert sind verschiedene Arbeiten zu den stickstoffbedingten Umweltkosten (van Grinsven et al. 2013, Sutton et al. 2011) sowie die Arbeiten im Rahmen der TEEB-Studien mit Fokus auf Biodiversitätsschäden (TEEB 2015).

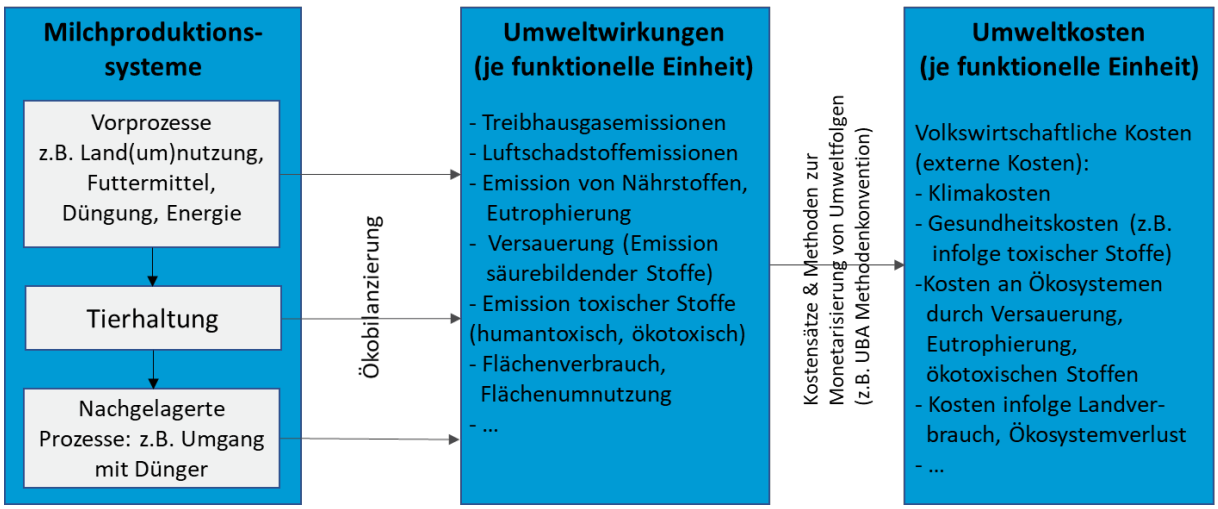
Zu den Umweltkosten einzelner landwirtschaftlicher Produkte gibt es in jüngster Zeit ebenfalls verschiedene Studien, auch aus Deutschland (z.B. Gaugler & Michalke (2018): „How much is the dish?“ Was kosten Lebensmittel wirklich? oder der Sachstandsbericht zur UBA-Methodenkonvention 3.0 Klimakosten landwirtschaftlicher Produkte, UBA (2019)). Bei diesen Arbeiten wird versucht, die Umweltkosten einzelner landwirtschaftlicher Produkte aggregiert zu ermitteln und den tatsächlichen Kosten (Produktionskosten bzw. Verbraucherpreise) gegenüberzustellen.

Zu den gesamten Umweltkosten der Landwirtschaft gibt es bisher erst vereinzelte Arbeiten (z.B. FAO 2015). Umfassende Studien zu den gesamten Umweltfolgenkosten der Landwirtschaft gibt es aus Großbritannien (z.B. Pretty et al. 2000), den USA (Tegtmeier & Duffy 2004). Jüngst wurden auch Abschätzungen für Deutschland (Foodwatch/DIW 2019) und die Schweiz (Avenir Suisse 2019) vorgenommen. In der Studie des Umweltbundesamtes „Umweltschutz in der Landwirtschaft" wurden ebenfalls Abschätzungen zu den klimabedingten Umweltkosten der Landwirtschaft vorgenommen (UBA 2017).

8.2.2 Gewähltes Vorgehen und berücksichtigte Umweltwirkungskategorien

Im vorliegenden Projekt wird ein „Top-down Ansatz" zur Bewertung von Umweltschäden auf der Basis von bestehenden Kostensätzen für einzelne Umweltschäden bzw. -emissionen angewandt. Basis bilden die Umweltwirkungen, die in der Ökobilanz ermittelt wurden. Diese werden mit Kostensätzen aus etablierten Studien und Methodenhandbüchern monetarisiert, jeweils nach Umweltwirkungskategorie. Die folgende Abbildung 38 zeigt schematisch das grundsätzliche Vorgehen zur Abschätzung der Umweltkosten landwirtschaftlicher Milchproduktionssysteme.

Abbildung 38: Grundlogik zur Ermittlung der Umweltkosten von Milchproduktionssystemen



Quelle: eigene Darstellung, Infras

- Das im vorliegenden Projekt gewählte Vorgehen gliederte sich in folgende Teilschritte:
- Identifikation der relevanten Umweltwirkungen (auf Basis der Arbeiten der vorherigen Kapitel)
- Analyse Verfügbarkeit von Grundlagen und Bewertungsansätzen zur Monetarisierung (Literaturanalyse)
- Klärung der Schnittstellen zu den Umweltwirkungsdaten aus der Ökobilanzierung
- Festlegung der zu monetarisierenden Umweltwirkungen
- Kompilation und Erarbeitung von Kostensätzen zur Monetarisierung der Umweltwirkungen (für alle relevanten und monetarisierbaren Umweltwirkungen), inkl. Umrechnung auf das Bezugsjahr 2017 und Deutschland, wo nötig (Value Transfer)

- Berechnung der Umweltkosten je Wirkungskategorie und Aggregation zu gesamten Umweltkosten.
- Sensitivitätsanalyse
- Dokumentation und Interpretation der Ergebnisse

8.2.3 Berücksichtigte Umweltwirkungskategorien und Datengrundlagen

Der Untersuchungsrahmen der Studie ist im Rahmen der vorherigen Kapitel der Studie festgelegt und beschrieben worden (vgl. Kap. 3). Dieser Untersuchungsrahmen ist bereits die Grundlage für die Ökobilanz, welche die Umweltschäden der untersuchten Produktionssysteme für verschiedene Wirkungsindikatoren quantifiziert – und bildet auch die Grundlage für die Monetarisierung. Die Ökobilanz zeigt Schadenspotenziale (bzw. Gefährdungspotenziale) auf, aber keine tatsächlich eingetretenen Schäden. Dementsprechend resultieren aus der Monetarisierung auch keine absoluten Umweltkosten, sondern Umweltkostenpotenziale.

Für die Monetarisierung wird direkt an die Ergebnisse der Umweltwirkungsanalyse (Ökobilanzierung) angeknüpft. Die Ergebnisse der Ökobilanz bilden die Datengrundlage für die ökonomische Bewertung. Die Monetarisierung knüpft am sogenannten „Midpoint Level“ an, das heißt auf der Ebene von aggregierten, gleichartigen Umweltwirkungen (z.B. Treibhausgasemissionen, Emission säurebildender Stoffe). Für die Monetarisierung werden folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- Klimawandel (Treibhausgasemissionen)
- Versauerung (von Böden)
- Eutrophierung (Süßwasser)
- Ökotoxizität (Süßwasser und terrestrisch)
- Landnutzung, Landverbrauch
- Humantoxizität (Emission toxischer Stoffe: Pestizide, Schwermetalle, Luftschadstoffe)

Die Wirkungsketten von den Emissionen zu den Umweltschäden durch landwirtschaftliche Milchproduktionssysteme werden in den vorherigen Kapiteln (Kap. 3 bis 6) dargestellt. Dort ist auch dargestellt, aus welchen Schlüsselsubstanzen sich die verschiedenen Wirkungskategorien zusammensetzen. In der folgenden Tabelle 83 sind für die einzelnen Umweltwirkungen die wichtigsten Emissionen sowie Umweltschäden dargestellt.

Um diese Wirkungskategorien ökonomisch zu bewerten, werden sie mit passenden Kostensätzen multipliziert. Im Rahmen dieses Projekts werden keine Kostensätze entwickelt, sondern durch eine Literaturanalyse kompiliert. Die zentrale Grundlage dieser Literaturanalyse bildet die Methodenkonvention 3.0 (UBA 2019) des Umweltbundesamts. Überall, wo die Methodenkonvention keine passenden Kostensätze vorliegen hat, werden auch weitere Monetarisierungsansätze und ‘Best-Practice-Kostensätze’ aus der aktuellen wissenschaftlichen Literatur gesichtet und bei Bedarf beigezogen. Eine weitere wichtige Grundlage, neben der Methodenkonvention 3.0, stellt das ‘Environmental Prices Handbook’ (CE Delft 2018) aus den Niederlanden dar und das erst kürzlich aktualisierte ‘Handbook of external cost of transport’ (DG MOVE 2019) der Europäischen Kommission.

Die folgende Tabelle zeigt für alle abgedeckten Wirkungskategorien die wichtigsten Schäden (Wirkungen), die ausgewählten Datengrundlagen / Quellen für konkrete Kostensätze, der zugrunde liegende Bewertungsansatz sowie eine grobe Einschätzung der Robustheit der Kostensätze bzw. der Unsicherheit.

Die dargestellten Wirkungskategorien decken die meisten relevanten Umweltwirkungen der Milchproduktion ab. Nicht abgedeckt sind folgende, weiteren Wirkungen:

- Wasserverbrauch: Der größte Teil des Wassers, das die Betriebe nutzen, wird von der öffentlichen Wasserversorgung geliefert und wird dementsprechend auch im Rahmen der direkten Betriebskosten verrechnet. Das Wasser aus eigenen Brunnen mit Trinkwassergewinnung muss laufend auf Belastungen untersucht werden, wobei die Kosten von der Wasserversorgung bzw. den Nutzerinnen und Nutzern getragen werden. Daneben fallen Kosten für die Erstellung und Unterhaltung der Brunnen an, die im Rahmen der direkten Betriebskosten berücksichtigt werden. Externe Kosten ergeben sich durch die Verschmutzung von Wasser, was in den Kategorien Humantoxizität und Ökotoxizität abgedeckt ist. Bisher keine Ansätze zur Monetarisierung gibt es für die (etwaige) Übernutzung von Wasser (z.B. Grundwasser) in trockenen Gebieten.
- Tierwohl: Die mögliche Beeinträchtigung des Tierwohls durch Nutztierhaltung führt nicht direkt zu Umweltkosten im engeren Sinn, wird aber doch gesellschaftlich als sehr relevant betrachtet. Für eine einfache Monetarisierung des Tierwohls ist die entsprechende Forschung noch zu wenig weit fortgeschritten. Im Rahmen eines Exkurses wird aber im Kap. 8.4.2 auf die möglichen Ansätze zur monetären Bewertung des Tierwohls (bzw. von Tierwohlleistungen) eingegangen.

Tabelle 83: Umweltwirkungskategorien: Grundlagen zur Monetarisierung

Umwelt-wirkung	Relevante Emissionen, Belastungen/Schäden	Ausgewählte Quellen für Kostensätze inkl. Bewertungsansatz	Einschätzung Robustheit
Klimafolgen	Treibhausgasemissionen: Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O), F-Gase	UBA Methodenkonvention 3.0 → Schadenskosten (Meta-Analyse)	mittel-hoch: Breit etablierte Forschung, Unsicherheiten aber noch erheblich
Humantoxizität	Emission toxischer Stoffe (v.a. Schwermetalle, Pestizide) inkl. Emission von Luftschadstoffen (z.B. PM_{10}) → Gesundheitsschäden	Handbuch Umweltpreise EU28 (CE Delft 2018) → Schadenskosten (auf Basis NEEDS und anderen Studien, die aufdatiert wurden mit aktuellen Expositions-Wirkungs-Daten und Bewertungsansätzen)	mittel-hoch: Relativ robuste Exposition-Wirkungs-Zusammenhänge & Monetarisierung
Ökotoxizität (terrestrisch, aquatisch)	Emission toxischer Stoffe: v.a. Pestizide und Schwermetalle. → Ökosystemschäden	Handbuch Umweltpreise EU28 (CE Delft 2018) → Vermeidungskosten (basierend auf der Bewertung zur Vermeidung von Biodiversitätsschäden)	gering-mittel: relativ hohe Unsicherheit bzgl. Expositions-Wirkungs-Zusammenhängen
Versauerung	Emission säurebildender Stoffe (auch Luftschadstoffe): Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxid (NO_x), Ammoniak (NH_3). → Ökosystemschäden, Gebäude- und Materialschäden	Handbuch Umweltpreise EU28 (CE Delft 2018) → Schadenskosten UBA Methodenkonvention 3.0 → Schadenskosten (eigene Berechnungen auf Basis NEEDS)	mittel: Wirkungszusammenhänge klar, aber z.T. nicht quantifizierbar
Eutrophierung	Emission von Nährstoffen: Stickstoff- (N) und Phosphor- (P) haltige Stoffe → Ökosystemschäden	UBA Methodenkonvention 3.0: Sachstandspapier „Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor“ (UBA 2019) → Schadenskosten für N- und P-Emissionen (Basis Meta-Analyse) Handbuch Umweltpreise EU28 (CE Delft 2018) → Schadenskosten	mittel: Wirkungszusammenhänge klar, aber z.T. nicht quantifizierbar
Landnutzung	Flächenbedarf: Verlust und Beeinträchtigung von Ökosystemen	Handbuch Umweltpreise EU28 (CE Delft 2018) → Reparaturkostenansatz NEEDS (2006): Assessment of Biodiversity Losses. → Reparaturkostenansatz	gering-mittel: Wirkungszusammenhänge z.T. nicht quantifizierbar, keine Bewertung von Schadenskosten

Quelle: INFRAS 2019

In der Bewertungsmethode der Ökobilanz werden die relevanten Emissionen und Stoffe der einzelnen Wirkungskategorien mittels Charakterisierungsfaktoren (Äquivalenzfaktoren) zu einer Einheit vereinheitlicht (Umweltwirkung auf „Midpoint Level“) und so summierbar gemacht. Die in der Ökobilanz angewandte Methode für diese Lebenszyklus-Folgenabschätzung heißt ReCiPe

(2016). Das Hauptziel der ReCiPe-Methode besteht darin, die lange Liste der Ergebnisse der Lebenszyklus-Inventarisierung in eine begrenzte Anzahl von Indikatorwerten umzuwandeln. Die Summen dieser Äquivalente (aggregierte Umweltwirkungen) bilden die Basis der Monetarisierung. Emissionen von Einzelstoffen sind ohne Umwandlung in Äquivalenzfaktoren aus zwei Gründen nur schwierig zu monetarisieren. Erstens gibt es für viele keine validen Kostensätze und zweitens wäre es für diejenigen Wirkungskategorien mit einer sehr hohen Anzahl Einzelstoffen (in die Ökotoxizität z.B. fließen über 1.000 Stoffe) nicht umsetzbar. Deshalb erfolgt die Monetarisierung konsequent auf der Stufe von Umweltwirkungen („Midpoint Level", vgl. oben). Dieses Vorgehen der Umrechnung in Äquivalente erfolgt bereits in der Ökobilanz und wird in Kapitel 3 beschrieben.

Umrechnung von Kostensätzen: Value Transfer

Die Umrechnung von Kostensätzen mit anderem Bezugsjahr oder aus anderen Ländern auf Werte für Deutschland 2017 (in EUR_{2017}) erfolgt mittels eines so genanntem „Value Transfer". Dazu werden die Kostensätze bezüglich Einkommensniveau bzw. Kaufkraftparität und Preisniveau korrigiert. Das Vorgehen orientiert sich an den Empfehlungen der UBA-Methodenkonvention.

Kostensätze aus **ausländischen Studien** müssen auf das Einkommens- und Kaufkraftniveau Deutschlands angepasst werden. Dies erfolgt auf Basis des Kaufkraft-gewichteten Pro-Kopf-Einkommens (PPP: Purchasing power parity). Die Umrechnung erfolgt mit folgender Formel:

$$KSD_{PPPkorrigiert} = KS * (YD/YL)^{e}$$

mit

$KSD_{PPPkorrigiert}$: Kostensatz für Deutschland

KS: Kostensatz aus Basisstudie (für Land/Region L)

YD: PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen für Deutschland

YL: PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen für Land/Region L aus Basisstudie

e: Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft (analog zu den verschiedenen Sachstandsberichten der UBA-Methodenkonvention 3.0 wird mit einer Elastizität e von 1.0 gerechnet)

Kostensätze mit einem **anderen Bezugsjahr** als das in der vorliegenden Studie verwendete Referenzjahr 2017 müssen auf das Preisniveau von 2017 korrigiert werden. Dazu wird – wie in den Sachstandsberichten der UBA-Methodenkonvention 3.0 – der harmonisierte Verbraucherpreisindex HVPI verwendet. Die Umrechnung erfolgt folgendermaßen:

$$KSD_{HPVkorrigiert} = KS * (Dr/Db)$$

mit

$KSD_{HPVkorrigiert}$: Kostensatz für das gewünschte Referenzjahr r

KS: Kostensatz für das Bezugsjahr b aus der Basisstudie (ggf. bereits korrigiert um Einkommensniveau und Kaufkraft)

Dr: Harmonisierter Verbraucherpreisindex (HVPI) des Referenzjahrs r

Db: HVPI des Bezugsjahrs aus der Basisstudie

8.3 Berechnung der Umweltkosten

8.3.1 Gesamtergebnisse der Ökobilanz als Grundlage für die Monetarisierung

Die Tabelle 48 im Kapitel 5.2 zeigt die Gesamtergebnisse der Ökobilanz inklusive Allokation. Diese Ergebnisse dienen als Grundlage für die Monetarisierung. Wie in Kapitel 8.2.3 beschrieben, wird der Wasserverbrauch in der Monetarisierung nicht abgedeckt und das Tierwohl als zusätzliche Wirkungskategorie in Form einer Sensitivität aufgenommen. Die Ergebnisse der terrestrischen Ökotoxikologie stellten eine Herausforderung dar. Durch eine Aktualisierung der Charakterisierungsfaktoren der Bewertungsmethode ReCiPe 2016 resultierten Ergebniswerte, die um einem Faktor 200 bis 17‘700 höher sind als mit den alten Werten der Methode ReCiPe 2008 (siehe Ausführungen im Kapitel 5.4.5). Da sich die Herleitung der Kostensätze zur Bewertung der terrestrischen Ökotoxizität im gleichen Zeitraum methodisch nicht verändert hat, würde sich dieser Faktor direkt auf die Monetarisierung auswirken und zu enormen Umweltkosten pro Kg ECM Milch führen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurden für die Monetarisierung in Absprache mit den Ökobilanzierungs- Experten[48] die Ergebniswerte der Bewertungsmethode ReCiPe 2008 als Grundlage verwendet und die Ergebniswerte der Methode ReCiPe 2016 lediglich als Sensitivität behandelt.

Die folgende Tabelle 84 zeigt die Ergebniswerte der Ökobilanz, die als Grundlage für die ökonomische Bewertung dienen. Die Interpretationen und Diskussionen der Ergebnisse der Ökobilanz, inklusive deren Sensitivitätsanalysen, werden in Kapitel 6 ausführlich beschrieben.

[48] Auf Seite Auftragnehmer: das Öko-Institut, externe Teilnehmer und Teilnehmerinnen der Projektarbeitsgruppe und UBA-interne Teilnehmerinnen und -Teilnehmer der Projektarbeitsgruppe.

Tabelle 84: Inputdaten aus der Ökobilanz für die ökonomische Bewertung; Daten pro kg ECM-Milch

Betriebsmodell*	Treibhaus-potenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophierung, Süßwasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizität, total (USEtox)
Kurzbezeichnung	**[Kg CO_2 eq]**	**[g SO_2 eq**	**[g P eq]**	**[g 1,4-DCB eq]**	**[g 1,4-DCB eq]**	**[m^2a crop eq]**	**[CTUh]**
Allgäu_7000_2,7	1,12	5,51	0,14	11,04	2,20	0,22	7,92E-11
Allgäu_Weide_7000_2,7	1,01	4,51	0,10	7,87	1,78	0,17	5,90E-11
Allgäu_öko_6000_4,1	1,00	6,45	0,11	6,99	0,10	0,36	9,12E-12
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	0,93	4,15	0,08	5,55	0,03	0,04	6,47E-12
Mittelgebirge_8500_2,7	1,03	5,48	0,11	9,31	3,75	0,53	1,22E-10
Mittelgebirge_weide_8500_2,7	0,98	4,76	0,11	8,14	3,47	0,50	1,11E-10
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	0,98	8,43	0,13	7,71	0,16	0,72	8,64E-12
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	0,92	6,58	0,11	6,53	0,11	0,48	6,79E-12
Nord_8500_2,7	1,01	5,50	0,11	9,35	3,59	0,45	1,22E-10
Nord_Weide_8500_2,7	1,02	4,92	0,11	9,06	3,50	0,42	1,13E-10
Nord_öko_7000_4,1	0,98	8,41	0,13	7,84	0,16	0,72	8,82E-12
Nord_öko_Weide_7000_4,1	0,93	6,60	0,11	6,87	0,11	0,48	7,27E-12
Ost_8500_2,7	1,10	5,89	0,15	12,36	3,81	0,46	1,27E-10
Ost_Weide_8500_2,7	1,04	5,10	0,13	10,36	3,53	0,43	1,15E-10
Ost_öko_7000_4,1	0,98	8,46	0,13	8,03	0,16	0,72	9,09E-12
Ost_öko_Weide_7000_4,1	0,93	6,65	0,11	7,05	0,11	0,48	7,51E-12

ECM = Energy Corrected Milk, CTUh = Comparative Toxic Units for human health impacts

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V., Daten aus der Ökobilanz;

8.3.2 Übersicht der Kostensätze

Die Tabelle 85zeigt eine Übersicht, über die kompilierten Kostensätze aus der Literaturanalyse. Die wichtigsten Publikationen die dieser Kompilation zugrunde liegen, sind die Methodenkonvention 3.0 des Umweltbundesamts (UBA 2019a), das Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018), das Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission (EC 2019) sowie NEEDS 2006 (New energy externalities development for sustainability). Das Sachstandspapier zu den Baustoffen (AP 3) zur Methodenkonvention 3.0 des Umweltbundesamts basiert ebenfalls auf dem Handbuch der Umweltpreise der EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018). Die daraus verwendeten Kostensätze wurden von EU 28 Werten auf Deutschland umgerechnet und sind somit auch für dieses Projekt anwendbar (d.h. sind nicht spezifisch für das Thema Baustoffe generiert worden). Im Grundsatz gilt, dass mit Werten (Kostensätzen) aus der Methodenkonvention 3.0 gerechnet wird, wenn dort ein passender Wert zur Verfügung steht.

Die Einheiten der Kostensätze unterscheiden sich je nach Kostenkategorie und sind im Normalfall in Euro pro Einheit der Leitsubstanz der jeweiligen Wirkungskategorie angegeben und wenn nötig auf Deutschland und auf das Jahr 2017 umgerechnet (Beschreibung der Umrechnungen siehe Kapitel 8.2.3).

Tabelle 85: Übersicht über Kostensätze in der aktuellen wissenschaftlichen Literatur (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$) fett: verwendeter Wert

Kostenkategorie	Quelle - Publikation	Kostensatz	Einheit
Klimakosten	**UBA - Methodenkonvention 3.0**	**0,18**	**€/kg CO_2eq**
Klimakosten	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,06	€/kg CO_2eq
Klimakosten	European Commission - Handbook on the external cost of transport (short and medium run up to 2030)	0,10	€/kg CO_2eq
Klimakosten	European Commission - Handbook on the external cost of transport (Long run from 2040 to 2060)	0,27	€/kg CO_2eq
Versauerung	UBA - Methodenkonvention 3.0 (Emissionen aus unbekannten Quellen)	15,29	€/kg SO_2eq
Versauerung	**Sachstandspapier zur UBA - Methodenkonvention 3.0 – AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D, nur terrestrische Versauerung [49])**	**4,73**	**€/kg SO_2eq**
Versauerung	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	5,07	€/kg SO_2eq
Versauerung	European Commission - Handbook on the external cost of transport (air poll costs Germany)	16,78	€/kg SO_2**eq**
Eutrophierung Süßwasser	**UBA - Empfehlungen für Kostensätze von Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Emissionen**	**147,46**	**€/kg P eq**

[49] Der Unterschied der Kostensätze innerhalb der Methodenkonvention des UBA kommt durch eine unterschiedliche Berücksichtigung von Schadenskategorien zustande. Im Sachstandspapier zu AP3 Baustoffen wird nur die terrestrische Versauerung berücksichtigt. In den Emissionen aus unbekannten Quellen der Methodenkonvention 3.0 werden neben der terrestrischen Versauerung auch noch die Gebäudeschäden durch Versauerung und Gesundheitsschäden durch Versauerung mitberücksichtigt.

Kostenkategorie	Quelle - Publikation	Kostensatz	Einheit
Eutrophierung Süßwasser	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D)	1,89	€/kg P- **eq**
Eutrophierung Süßwasser	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	1,90	€/kg P- **eq**
Süßwasser Toxizität	**UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D)**	**0,04**	**€/kg 1,4 DCB-eq**
Süßwasser Toxizität	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,04	€/kg 1,4 DCB-eq
Terrestrische Toxizität	**UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D)**	**8,84**	**€/kg 1,4 DCB-eq**
Terrestrische Toxizität	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	8,87	€/kg 1,4 DCB-eq
Landnutzung	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D)	0,04	€/m^2 Jahr
Landnutzung	NEEDS - NEEDS 2006. Assessment of Biodiversity Losses. Delivery D.4.2.- RS 1b/WP4. Ott, W. et al. in: NEEDS - New Energy Externalities Developments for Sustainability.	0,05	€/m^2 Jahr
Landnutzung	**CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28 (spezifischer Wert für Getreideflächen)**	**0,12**	**€/m^2 crop- eq Jahr**
Humantoxizität	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (grobe Annäherung mittels VOLY von 69.445 €)	0,05	€/kg 1,4 DCB-eq
Humantoxizität	**CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28**	**0,11**	**€/kg 1,4 DCB-eq**

1,4 DCB eq = 1,4 Paradichlorbenzol-Äquivalente
Quelle: INFRAS 2019;

Die Klimakostensätze variieren in der Literatur zwischen 60 und 270 Euro pro Tonne CO_2. Wir verwenden in diesem Projekt den in der Methodenkonvention 3.0 vom Umweltbundesamt empfohlenen Klimakostensatz (UBA 2019a), der auf einer umfassenden Metaanalyse zu den damals aktuellsten Grundlagen im Bereich Klimakosten basiert. Der Kostensatz der UBA Methodenkonvention 3.0 liegt für das Jahr 2017 bei 183 Euro pro Tonne CO_2eq (resp. 0,183 €/kg CO2eq).

Die Kostensätze der **Versauerung der Böden** variieren in der Literatur zwischen rund 5 und 17 €/kg SO_2-eq Das Handbuch der Umweltpreise EU 28 aus den Niederlanden und das Sachstandpapier zu den Umweltkosten von Baustoffen in der Methodenkonvention 3.0 des UBA (das Sachstandpapier beinhaltet eine Empfehlung für die terrestrische Versauerung) empfehlen mit rund 5 €/kg SO_2-eq tiefere Werte, während die Methodenkonvention 3.0 (Emissionen aus unbekannten Quellen, nicht nur terrestrisch) und das Handbuch der externen Transportkosten der EU zwischen rund 15 und 17 €/kg SO_2-eq ziemlich nahe beieinanderliegen. Für die Monetarisierung wird die Empfehlung für die terrestrische Versauerung aus dem Sachstandspapier zu den Umweltkosten von Baustoffen aus der Methodenkonvention 3.0 verwendet, d.h. der zentrale Wert liegt bei 4,73 €/kg SO_2-eq.

Die Kostensätze zur Bewertung der **Eutrophierung von Süßwasser** werden in Phosphor-Äquivalenten gemessen. Die Methodenkonvention des UBA empfiehlt im Sachstandspapier

„Ermittlung von Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor“ (UBA 2019b) einen Wert von 147,46 €/kg P-eq Dem Sachstandspapier liegt eine Literaturanalyse zugrunde, bei der insgesamt 32 Studien berücksichtigt wurden. Im Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (2018) wird ein Wert von 1,9 €/kg P-eq empfohlen, also rund 80-mal kleiner als derjenige, den das UBA empfiehlt. Für die Monetarisierung wird die Empfehlung aus der Methodenkonvention 3.0 verwendet, d.h. der zentrale Wert liegt bei 147,46 €/kg P-eq Die Arbeit des UBA zur Ermittlung des Eutrophierungs-Kostensatzes ist aktueller und breiter abgestützt als diejenige des Handbuchs der Umweltpreise EU28.

Die Kostensätze zur Bewertung von Schäden durch **Ökotoxizität im Süßwasser** werden in €/kg 1,4 DCB-Äquivalente ausgewiesen. 1,4 DCB steht für Paradichlorbenzol, eine aromatische chemische Verbindung, die als Äquivalent toxischer Stoffe dient. Im Rahmen der Methodenkonvention 3.0 wurde im Auftrag vom UBA ein Sachstandpapier zu den Umweltkosten von Baustoffen erarbeitet. Darin wurden die Daten aus dem Handbuch der Umweltpreise EU28 von CE Delft auf Deutschland umgerechnet. Das Sachstandpapier empfiehlt einen Kostensatz von 0,4 €/kg 1,4 DCB-Äquivalente Der durchschnittliche Wert für die EU28 Mitgliedstaaten im Handbuch der Umweltpreise ist (gerundet) identisch.

Die Schäden durch **terrestrische Ökotoxizität** werden ebenfalls anhand des Charakterisierungsfaktors €/kg 1,4 DCB-eq monetarisiert. Auch hier wird, wie bei der Toxizität im Süßwasser, ein Kostensatz aus dem Sachstandpapier zu den Umweltkosten von Baustoffen verwendet. Genau gleich wie derjenige der Toxizität im Süßwasser, wurden auch diese Daten aus dem Handbuch der Umweltpreise auf Deutschland umgerechnet Der Kostensatz liegt bei 8,84 €/kg 1,4 DCB-Äquivalente Der durchschnittliche Wert für die EU28 Mitgliedstaaten im Handbuch der Umweltpreise ist (gerundet) identisch.

Die eben beschriebenen Kostensätze zur **Ökotoxizität (aquatisch und terrestrisch**) aus dem Arbeitspapier 3 der Methodenkonvention 3.0 „Umweltkosten von Baustoffen“ (UBA 2018b) sind auch auf die Landwirtschaft anwendbar. Hauptgrund dafür ist, dass die Herkunft der Stoffe nicht relevant ist für die Wirkung, die sie in den jeweiligen Umweltkompartimenten haben. In der Landwirtschaft sind wahrscheinlich die ausgebrachten Stoffe, die durch die Charakterisierungsfaktoren in 1,4 DCB-Äquivalente umgerechnet werden, andere als auf einer Baustelle. Die Wirkung von 1,4 Dichlorbenzol, welches als Äquivalent dient, ist im Boden oder im Wasser dieselbe. Das Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018) betont, dass die für die Ökotoxizität angegebenen Umweltpreise, wie auch die für die Humantoxizität, mit einer größeren Unsicherheit verbunden sind als die für die anderen Kostenkategorien. Im Handbuch der Umweltpreise EU 28 (CE Delft 2018) wird davon abgeraten, die Kostensätze in Studien zu verwenden, die sich explizit nur mit Ökotoxizität befassen. Es ist dann vorzuziehen, eine dedizierte Bewertung der Auswirkungen der toxischen Substanzen auf die jeweiligen Ökosysteme vorzunehmen und diese mit spezifischen Werten für diese spezifischen Ökosysteme zu bewerten.

In der Kostenkategorie **Landverbrauch** empfiehlt das Sachstandpapier zu den Umweltkosten von Baustoffen (UBA 2018b) einen Kostensatz von 0,04 €/m² Jahr. Weitere Werte in der Literatur weichen maximal um eine Faktor 2 ab. In NEEDS (New energy externalities development for sustainability) werden 0,05 €/m² Jahr empfohlen und im Handbuch der Umweltpreise EU28 werden rund 0,09 €/m² Jahr empfohlen. Die Unterschiede kommen aufgrund unterschiedlicher Anteile von verschiedenen Landschaftstypen zustande. Derjenige aus dem Sachstandspapier zu den Umweltkosten von Baustoffen wird der deutschen Landzusammensetzung am nächsten kommen, weshalb dieser Wert (0,04 €/m² Jahr) in der Monetarisierung für gewichtete Flächen verwendet werden sollte. Da aber die Ergebnisse der Ökobilanz in der Einheit m² crop Äquivalente ausgewiesen werden, wird für die Berechnung in diesem Projekt der Wert aus dem

Handbuch der Umweltpreise EU28 für Getreideflächen (intensive crop/weeds) genommen. Während, wie oben beschrieben, der durchschnittliche EU28 Wert bei 0,09 €/m² Jahr liegt, beläuft sich derjenige von Getreideflächen auf 0,12 €/m² crop eq Jahr.

Die Kostenkategorie **Humantoxizität** deckt die Schadstoffe ab, die potenziell gefährlich für die menschliche Gesundheit sind. In der Ökobilanz werden die Schadstoffe mit der Bewertungsmethode USEtox bewertet, welche das humantoxische Potenzial in der Einheit CTUh (Comparative Toxic Unit for humans) ausweist. Die CTUh beschreibt die Summe von kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Krankheitsfällen pro Kilogramm Schadstoff. In der Literatur gibt es keine Kostensätze, die sich direkt auf die CTUh beziehen. Die Bewertungsmethode USEtox beinhaltet allerdings Charakterisierungsfaktoren, um die Anzahl der kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Krankheitsfälle in sogenannte DALY[50] zu übersetzen (USEtox 2018). Gemäß USEtox können kanzerogene Krankheitsfälle mit 11,5 DALY und nicht-kanzerogene Krankheitsfälle mit 2,7 DALY übersetzt werden. Unter der Annahme, dass 1 DALY mit 1 VOLY[51] bewertet werden kann (UBA 2018b), kann ein in der Methodenkonvention 3.0 empfohlener Wert eines verlorenen Lebensjahres von 69.445 $€_{2015}$ verwendet werden (UBA 2018c), um die CTUh zu monetarisieren. Die Bewertungsmethode ReCiPe beschreibt Umwandlungsfaktoren, um die DALY in 1,4-DB Äquivalente umzuwandeln. Diese wurden auch in der Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe angewandt. Für die 1,4-DCB Äquivalente gibt es sowohl im Handbuch der Umweltpreise EU28 als auch in der Methodenkonvention 3.0 (und in den Sachstandpapieren zur Methodenkonvention z.B. AP 3 Baustoffe) Kostensätze für die Monetarisierung.

8.3.3 Gesamtergebnisse der ökonomischen Bewertung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung – die produktbezogenen Umweltkosten – vorgestellt. Dabei wird jede einzelne Wirkungskategorien aus der allokierten Ökobilanz anhand der im vorangehenden Kapitel vorgestellten Kostensätze berechnet. Tabelle 47 und Abbildung 39 zeigen diese Ergebnisse der Umweltkosten in Euro pro Kilogramm ECM Milch. In Tabelle 47 sind in der Summenspalte rechts die gesamten Umweltkosten pro Kilogramm ECM Milch für die verschiedenen Milchproduktionssysteme dargestellt. Eine Monetarisierung ermöglicht immer auch einen Vergleich der unterschiedlichen Wirkungskategorien, der auf Ebene Ökobilanz noch nicht möglich ist. Tabelle 87 und Abbildung 40 zeigen die die Anteile der einzelnen Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten.

[50] DALY steht für „disability-adjusted life years“. Mit DALY wird die Sterblichkeit und die Beeinträchtigung des normalen, beschwerdefreien Lebens durch eine Krankheit erfasst und in einem einheitlichen Maß summiert.

[51] VOLY steht für „value-of-a-life-year“ und ist ein wirtschaftlicher Wert, der zur Quantifizierung des Nutzens der Vermeidung eines Todesfalls verwendet wird. Er stellt die monetäre Bewertung eines durch frühzeitigen Todesfall verlorenen Lebensjahres dar.

Tabelle 86: Umweltkosten der verschiedenen Milchproduktionssysteme, in €-Cent$_{2017}$ pro kg ECM Milch

Betriebsmodell*	Treibhaus-gaspotenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizität (USEtox)	Kumulierte Umwelt kosten
	[€]	[€]	[€]	[€]	[€]	[€]	[€]	[€]
Allgäu_7000_2,7	20,4	2,6	2,01	0,04	1,95	2,57	0,097	29,68
Allgäu_Weide_7000_2,7	18,4	2,1	1,40	0,03	1,57	1,99	0,068	25,63
Allgäu_öko_6000_4,1	18,3	3,0	1,58	0,03	0,09	4,20	0,004	27,20
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	17,1	2,0	1,12	0,02	0,02	0,42	0,002	20,65
Mittelgebirge_8500_2,7	18,9	2,6	1,68	0,03	3,31	6,15	0,118	32,80
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	17,9	2,2	1,57	0,03	3,07	5,76	0,102	30,69
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	17,9	3,98	1,93	0,03	0,14	8,30	0,005	32,26
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	16,9	3,1	1,61	0,02	0,09	5,56	0,004	27,26
Nord_8500_2,7	18,4	2,6	1,68	0,03	3,17	5,24	0,118	31,26
Nord_Weide_8500_2,7	18,6	2,3	1,68	0,03	3,10	4,88	0,106	30,71
Nord_öko_7000_4,1	17,9	3,98	1,93	0,03	0,14	8,24	0,005	32,21
Nord_öko_Weide_7000_4,1	17,1	3,1	1,61	0,03	0,10	5,51	0,004	27,47
Ost_8500_2,7	20,1	2,8	2,24	0,05	3,37	5,31	0,126	33,96
Ost_Weide_8500_2,7	19,1	2,4	1,90	0,04	3,12	4,92	0,110	31,55
Ost_öko_7000_4,1	17,9	4,00	1,93	0,03	0,14	8,26	0,005	32,22
Ost_öko_Weide_7000_4,1	17,1	3,1	1,61	0,03	0,10	5,52	0,004	27,48

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

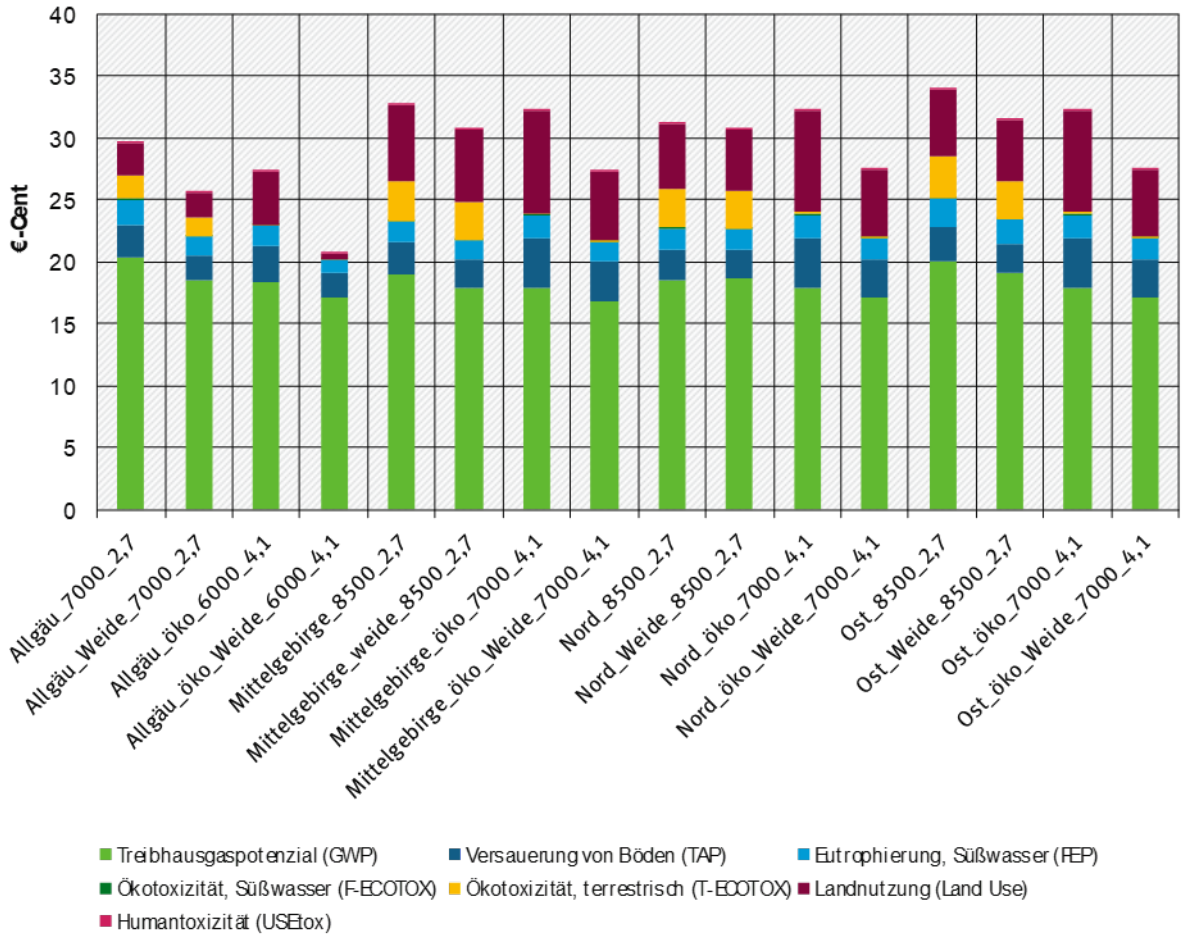
Tabelle 87: Umweltkosten der verschiedenen Milchproduktionssysteme: Anteil der Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten (in %)

Betriebsmodell*	Treibhaus-gaspotenzial (GWP)	Versauerung von Böden (TAP)	Eutrophie-rung, Süß-wasser (FEP)	Ökotoxizität, Süßwasser (F-ECOTOX)	Ökotoxizität, terrestrisch (T-ECOTOX)	Landnutzung (Land Use)	Human-toxizität (USEtox)	Kumulierte Umwelt kosten
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Allgäu_7000_2,7	69	8,8	6,76	0,14	6,6	8,7	0,33	100
Allgäu_Weide_7000_2,7	72	8,3	5,48	0,11	6,1	7,8	0,26	100
Allgäu_öko_6000_4,1	67	11,2	5,82	0,09	0,3	15,4	0,02	100
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	83	9,5	5,41	0,10	0,1	2,0	0,01	100
Mittelgebirge_8500_2,7	58	7,9	5,11	0,10	10,1	18,7	0,36	100
Mittelgebirge_weide_8500_2,7	58	7,3	5,10	0,10	10,0	18,8	0,33	100
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	55	12,4	5,99	0,09	0,4	25,7	0,02	100
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	62	11,4	5,91	0,09	0,3	20,4	0,01	100
Nord_8500_2,7	59	8,3	5,37	0,11	10,1	16,7	0,38	100
Nord_Weide_8500_2,7	61	7,6	5,46	0,11	10,1	15,9	0,34	100
Nord_öko_7000_4,1	56	12,3	6,00	0,09	0,4	25,6	0,02	100
Nord_öko_Weide_7000_4,1	62	11,4	5,86	0,09	0,3	20,1	0,01	100
Ost_8500_2,7	59	8,2	6,59	0,13	9,9	15,6	0,37	100
Ost_Weide_8500_2,7	60	7,6	6,02	0,12	9,9	15,6	0,35	100
Ost_öko_7000_4,1	55	12,4	6,00	0,09	0,4	25,6	0,02	100
Ost_öko_Weide_7000_4,1	62	11,4	5,86	0,09	0,3	20,1	0,01	100

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

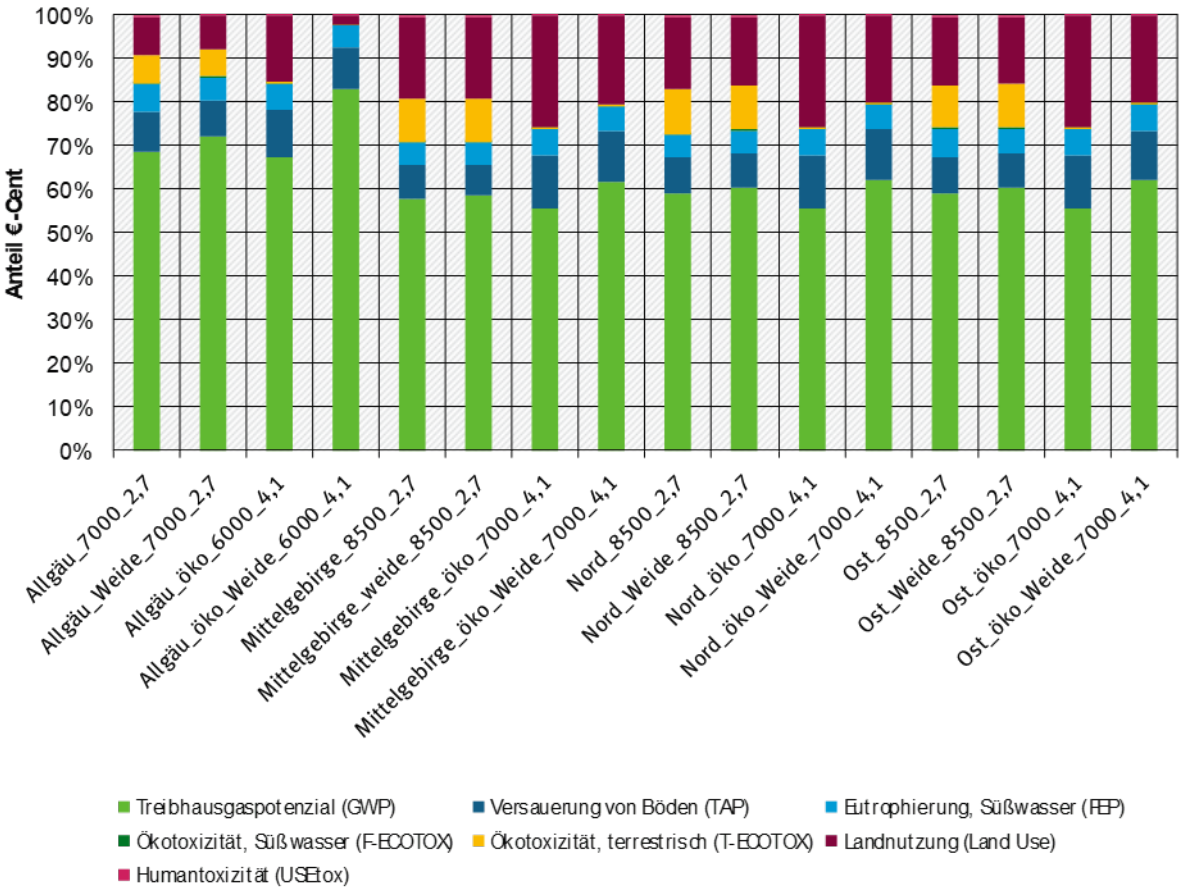
Abbildung 39: Umweltkosten verschiedener Milchproduktionssysteme, in €-Cent$_{2017}$ pro kg ECM Milch



Quelle: eigene Berechnungen; ; ECM = Energy Corrected Milk

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Abbildung 40: Anteile der Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten



Quelle: eigene Berechnungen

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Ergebnis der Berechnung pro Wirkungskategorie

Durch die Monetarisierung lassen sich die verschiedenen Wirkungskategorien aggregieren und deren Einfluss auf die gesamten Umweltkosten vergleichen. Die Summe der Umweltkosten der einzelnen Wirkungskategorien stellt das Gesamtergebnis der Umweltkosten verschiedener Betriebsmodelle der Milchproduktion dar. Die kumulierten Umweltkosten der berücksichtigten Wirkungskategorien liegen in einer Bandbreite von 20,6 bis 34 €-Cent pro kg ECM Milch. Die durchschnittlichen Umweltkosten in dieser Monetarisierung über alle Betriebsmodelle belaufen sich auf rund 30 €-Cent pro kg ECM Milch, was ziemlich genau dem Betriebsmodell Allgäu_7000_2,7 entspricht.

Den größten Anteil an den Umweltkosten machen die **Klimakosten** aus. Ihr Anteil beträgt je nach Betriebsmodell zwischen 55 % (Ost_öko_7000_4,1) und 83 % (Allgäu_öko_Weide_6000_4,1) der kumulierten Umweltkosten. Absolut gesehen verursacht die Produktion eines Kilogrammes ECM Milch Klimakosten zwischen 16,9 und 20,4 €-Cent. Das heißt, die Klimakosten der 16 verschiedenen Betriebsmodelle liegen alle in einer Bandbreite von rund 3,5 €-Cent.

Der Anteil der Wirkungskategorie **terrestrische Versauerung** an den gesamten Umweltkosten beträgt zwischen 7,3 % (Mittelgebirge_weide_8500_2,7) und 12,4 % (Ost_öko_7000_4,1). In €-Cent liegen die Werte in einer Bandbreite zwischen 2 und 4 €-Cent pro kg ECM Milch. Die

Kosten des Betriebsmodells mit dem tiefsten Kosten durch Versauerung der Böden (Allgäu_öko_Weide_6000_4,1) sind halb so hoch wie derjenige mit den höchsten Kosten (Ost_öko_7000_4,1).

Der Beitrag an den kumulierten Umweltkosten durch **Eutrophierung von Süßwasser** liegt zwischen 5,1 % (Mittelgebirge_8500_2,7) und 6,8 % (Allgäu_7000_2,7). In absoluten Werten liegen die Umweltkosten, die durch die Eutrophierung von Süßwasser entstehen, in einer Bandbreite zwischen 1,1 und 2,2 €-Cent pro kg ECM Milch. Der tiefste Wert (Allgäu_öko_Weide_ 6000_4,1) ist rund halb so groß wie der höchste Wert (Ost_8500_2,7).

Die Monetarisierung der Ökotoxizität liefert folgende Ergebnisse: Der Anteil der **aquatischen Ökotoxizität** liegt bei allen Betriebsmodellen unter 1 % der kumulierten Umweltkosten. Die absoluten Werte liegen in einer Bandbreite von 0,02 bis 0,045 €-Cent pro kg ECM Milch. Die absoluten Umweltkosten der **terrestrischen Ökotoxizität** liegen zwischen 0,02 und 3,4 €-Cent pro kg ECM Milch und haben somit eine breite Streuung. In Anteilen betragen die Kosten zwischen 0,1 und 10,1 % der kumulierten Umweltkosten. Der Unterschied zwischen den ökologischen und konventionellen Betriebsmodellen ist besonders ausgeprägt. Die ökologischen Betriebsmodelle verursachen Umweltkosten aufgrund terrestrischen Ökotoxizität von 0,02 bis 0,14 €-Cent pro kg ECM Milch. Diejenigen der konventionellen Betriebsmodelle verursachen mit Werten zwischen 1,6 bis 3,4 €-Cent pro kg ECM Milch deutlich höhere Kosten.

Auch bei den Umweltkosten durch **Landnutzung** liegen die absoluten Kosten breit gestreut zwischen 0,4 und 8,3 €-Cent pro kg ECM Milch. Eine besondere Ausprägung zeigt dabei das Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide_6000_4,1, welches mit 0,4 €-Cent pro kg ECM Milch die tiefsten Kosten verursacht. Die nächsthöheren Kosten verursacht mit rund 2 €-Cent pro kg ECM Milch das Betriebsmodell Allgäu_Weide_7000_2,7. Die höchsten Umweltkosten durch Landnutzung verursacht das Betriebsmodell Mittelgebirge_öko_7000_4,1. In Anteilen an den kumulierten Umweltkosten ausgedrückt, betragen die Kosten zwischen 2 und 25,7 %, also bis zu einem Viertel der kumulierten Umweltkosten.

Eher tiefe Umweltkosten verursacht die Wirkungskategorie **Humantoxizität**. Mit Anteilen an den kumulierten Umweltkosten von 0,01 bis 0,32 % sind die Kosten durch potenzielle Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Milcherzeugung fast vernachlässigbar.

8.4 Sensitivitätsanalyse

In Kapitel 5.4 wurden die besonders relevanten Prozesse bzw. Stoffflüsse der Ökobilanz anhand einer Sensitivitätsanalyse vertiefend geprüft. Damit ergeben sich Bandbreiten für die Gesamtergebnisse pro kg ECM Milch. Auf die Monetarisierung dieser Bandbreiten aufgrund der Sensitivitäten der Ökobilanz wird hier verzichtet, da es sich nicht um Sensitivitäten der ökonomischen Bewertung handelt. Die vorliegende Sensitivitätsanalyse fokussiert folglich auf die Monetarisierung, insbesondere die Bandbreite der Kostensätze zur Monetarisierung.

8.4.1 Sensitivitätsanalyse der Bandbreiten der Kostensätze in der Literatur

In der aktuellen wissenschaftlichen Literatur ergeben sich aufgrund unterschiedlicher wissenschaftlicher Methoden und/oder Grundlagendaten oft Bandbreiten von Umweltkostensätze. Zum Beispiel das Handbuch der Umweltpreise EU28 von CE Delft (CE Delft 2018) enthält jeweils einen niedrigen, einen zentralen und einen hohen Wert. Diese Bandbreiten entstammen oft aus Meta-Analysen. Es ist daher nicht immer ersichtlich, wie die Kostensätze genau berechnet wurden. Für die Sensitivitätsanalyse werden, soweit vorhanden, die Werte aus der Methodenkonvention 3.0 des UBA verwendet. Für den zentralen Wert in der ökonomischen Bewertung liegen

überall Daten vor. Die Methodenkonvention 3.0 enthält nicht für alle Kostensätze Empfehlungen zu Sensitivitätsanalysen, weshalb für die tiefen und hohen Werte jeweils Kostensätze aus der Literaturanalyse verwendet wurde. Tabelle 88 ist eine Zusammenstellung der ausgewählten Sensitivitäten, die zur Berechnung der Sensitivitätsanalyse verwendet werden. Die vollständige Übersicht über alle Sensitivitäten ist im Anhang B.1 abgelegt. Die Kostensätze wurden alle auf das Jahr 2017 und auf Deutschland (‚value transfer' beschrieben in Kapitel 8.2.3) umgerechnet. Eine komplette Zusammenstellung der gesichteten Literatur findet sich im Anhang A.

Für die Sensitivitätsanalyse werden die Umweltkosten je Umweltwirkungskategorie jeweils mit einem niedrigen und einem hohen Kostensatz berechnet und der Einfluss auf die gesamten Umweltkosten je Kategorie ausgewiesen.

Die folgenden Abschnitte zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse je Umweltwirkungskategorie und ihr Einfluss auf das Gesamtergebnis analysiert. Für jede dieser Sensitivitätsanalysen ist im Anhang B.2 eine Tabelle mit den Ergebnissen abgelegt.

Tabelle 88: Übersicht über Bandbreite der Kostensätze in der wissenschaftlichen Literatur (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$)

Kostenkategorie	Quelle - Publikation	Niedrig	Zentral	Hoch	Einheit
Klimakosten	UBA - Methodenkonvention 3.0		0,183	0,651	€/kg CO_2eq
Klimakosten	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,024			€/kg CO_2eq.
terrestrische Versauerung	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe (Basis Handbuch Umweltpreise NL, angepasst auf D, nur terrestrische Versauerung)		4,73		€/kg SO_2eq
terrestrische Versauerung	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,57			€/kg SO_2eq
Versauerung	European Commission - Handbook on the external cost of transport (air poll costs Germany)			17,84	€/kg SO_2eq
Eutrophierung Süßwasser	UBA - Empfehlungen für Kostensätze von Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Emissionen		147,46		€/kg P- eq
Eutrophierung Süßwasser	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,27			€/kg P- eq
Süßwasser Toxizität	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe		0,037		€/kg 1,4 DCB- eq
Süßwasser Toxizität	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,005		0,044	€/kg 1,4 DCB- eq
Terrestrische Toxizität	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe		8,84		€/kg 1,4 DCB- eq.
Terrestrische Toxizität	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	1,27		10,70	€/kg 1,4 DCB- eq

Kostenkategorie	Quelle - Publikation	Niedrig	Zentral	Hoch	Einheit
Landnutzung	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28	0,035	0,115	0,937	€/m2 crop- eq Jahr
Humantoxizität	UBA - Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	0,047			€/kg 1,4 DCB- eq
Humantoxizität	CE Delft - Handbuch der Umweltpreise EU28		0,108	0,166	€/kg 1,4 DCB- eq

1,4 DCB eq = 1,4 Paradichlorbenzol Äquivalente

Quelle: Quellen in Tabelle aufgeführt, eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Sensitivität Klimakosten

Der hohe Klimakostensatz von 651 €/Tonne CO_2-eq stammt aus der Methodenkonvention 3.0 und beschreibt eine veränderte Zeitpräferenzrate. Dem zentralen Wert liegt eine reine Zeitpräferenzrate von 1 % zugrunde, während der hohe Wert eine reine Zeitpräferenzrate von 0 % hat. Das heißt die heutigen und zukünftigen Schäden werden gleichgewichtet.

Der niedrige Klimakostensatz von 24 €/Tonne CO_2-eq stammt aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft. Es ist ein Vermeidungskostensatz mit einem hinterlegten CO_2 Absenkpfad von -20 % im Jahr 2020 gegenüber 1990.

Tabelle 88 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario ist das Gesamtergebnis der ökonomischen Bewertung mit dem zentralen Kostensatz. Die Abweichungen sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn der niedrige Klimakostensatz genutzt wird, verändert sich das Ergebnis der kumulierten Umweltkosten um -72 bis -48 %. Wenn der hohe Kostensatz eingesetzt wird, bewegen sich die Abweichungen zwischen 142 und 212 %, also zwei bis dreifach so hohe kumulierte Umweltkosten. Der Einfluss auf das Gesamtergebnis ist also sehr hoch.

Sensitivität der terrestrischen Versauerung

Der hohe Kostensatz von 17,8 €/kg SO_2-Eq stammt aus dem Handbuch der externen Kosten des Verkehrs der Europäischen Kommission und beinhaltet Schäden der menschlichen Gesundheit, am Ökosystem und an Gebäuden. Es ist ein Kostensatz, der über die terrestrische Versauerung hinaus geht.

Der niedrige Kostensatz von 0,57 €/ kg SO_2-eq stammt aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft. Die Änderungen in den Annahmen zur Berechnung des niedrigen Kostensatzes, sind im Handbuch nicht näher erläutert.

Tabelle 100 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario ist das Gesamtergebnis der ökonomischen Bewertung mit dem zentralen Kostensatz. Die Abweichungen sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn der niedrige Kostensatz eingesetzt wird, verändern sich die die kumulierten Umweltkosten zwischen-11 bis 6 %. Wenn der hohe Kostensatz eingesetzt wird, liegen die Umweltkosten zwischen 20,3% und 34,4 %.

Sensitivität Eutrophierung

Die Empfehlung in der Methodenkonvention 3.0 ist der höchste Kostensatz, der in Literatur gefunden wurde. Die 147 €/ kg P-eq stammen ebenfalls aus einer im Auftrag des UBA erstellten Meta-Analyse und beschreibt Verluste von Ökosystemleistungen durch P und N Eintrag in

Oberflächengewässer. Somit gibt es keine Sensitivität mit einem höheren Kostensatz als das Basisszenario.

Der niedrige Kostensatz von 0,57 €/ kg SO_2-eq. stammt aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft. Er bezieht sich auf Wasser im generellen und kann genutzt werden, wenn nicht klar ist, wo der Schadstoff auftritt. Er ist in der Größenordnung der Kostensätze für Grundwasser und Böden in der Meta-Analyse des UBA.

Tabelle 101 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario ist das Gesamtergebnis der ökonomischen Bewertung mit dem zentralen Kostensatz. Die Ergebnisse sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn der niedrige Kostensatz genutzt wird, vermindern sich die kumulierten Umweltkosten um -6,7 bis – 5,1 %.

Sensitivität Ökotoxizität Süßwasser

Der hohe Kostensatz von 0,044 €/kg 1,4 DB-eq ist ein für Deutschland angepasster Wert aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018). Der Kostensatz stammt aus einer Meta-Analyse. Der niedrige Kostensatz von 0,005 €/kg 1,4 DB-eq stammt ebenfalls aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018).

Tabelle 102 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario ist das Gesamtergebnis der ökonomischen Bewertung mit dem zentralen Kostensatz. Die Abweichungen sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn mit dem niedrigen Kostensatz gerechnet wird, vermindern sich die kumulierten Umweltkosten um -0,12 und – 0,07 %. Wenn der hohe Kostensatz eingesetzt wird, erhöhen sich die Umweltkosten um 0,02 bis 0,03 %. Die Sensitivität der Kostensätze der Ökotoxizität im Süßwasser liegt unter 1 % und hat somit nur sehr wenig Einfluss auf das Gesamtergebnis.

Sensitivität terrestrische Ökotoxizität

Der hohe Kostensatz von 10,7 €/kg 1,4 DB-eq ist ein für Deutschland angepasster Wert aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018). Der Kostensatz stammt aus einer Meta-Analyse. Der niedrige Kostensatz von 1,27 €/kg 1,4 DB-eq stammt ebenfalls aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018).

Tabelle 103 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario zeigt die kumulierten Umweltkosten, die mit dem zentralen Kostensatz berechnet wurden. Die Ergebnisse sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn mit dem niedrigen Kostensatz gerechnet wird, vermindern sich die kumulierten Umweltkosten um -8,7 und –0,1 %. Wenn der hohe Kostensatz eingesetzt wird, erhöhen sich die Umweltkosten um 0,02 % und 2,1%. In Kapitel 5.4.5 wird eine zusätzliche Sensitivitätsanalyse mit der Variation der Inputdaten der terrestrischen Ökotoxizität gerechnet.

Sensitivität der Landnutzung

Sowohl der niedrige als auch der hohe Kostensatz der Sensitivitätsanalyse stammen aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018). Der hohe Kostensatz beläuft sich auf 0,9 €/m^2 crop-eq Jahr, der niedrige Kostensatz auf 0,035 €/m^2 crop-eq Die Kostensätze basieren auf einer Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzung auf die Biodiversität. Die große Bandbreite zwischen dem unteren und dem oberen Wert spiegelt die große Unsicherheit wider, die mit der Bewertung der Auswirkungen der Landnutzung auf die biologische Vielfalt verbunden ist.

Tabelle 104zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario zeigt die kumulierten Umweltkosten, die mit dem zentralen Kostensatz berechnet

wurden. Die Ergebnisse sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn der niedrige Kostensatz eingesetzt wird, vermindern sich die kumulierten Umweltkosten um -18 und –1,4 %. Wenn mit dem hohen Kostensatz gerechnet wird, resultieren zwischen 14 und 184% höhere Umweltkosten.

Sensitivität Humantoxizität

Sowohl der untere als auch der obere Kostensatz der Sensitivitätsanalyse stammen aus dem Handbuch der Umweltpreise von CE Delft (CE Delft 2018). Der hohe Kostensatz beläuft sich auf 0,17 €/kg 1,4-DB eq der niedrige Kostensatz auf 0,047 €/kg 1,4-DB eq.

Tabelle 102 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse gegenüber dem Basisszenario. Das Basisszenario ist die Summe der Umweltkosten der ökonomischen Bewertung mit dem zentralen Kostensatz. Die Ergebnisse sind für alle Betriebsmodelle dargestellt. Wenn der niedrige Kostensatz verwendet wird, vermindern sich die kumulierten Umweltkosten um -0,21 und – 0,01 %. Wenn der hohe Kostensatz eingesetzt wird, erhöhen sich die kumulierten Umweltkosten um 0,01 und 0,21 %. Die Sensitivität der Kostensätze der Humantoxizität liegt unter 1% und hat somit nur sehr wenig Einfluss auf das Gesamtergebnis.

Sensitivitätsanalyse mit Variation der Inputdaten der terrestrischen Ökotoxizität

Für die terrestrische Ökotoxizität wurden nicht die Gesamtergebnisse aus der Ökobilanz verwendet (siehe Kapitel 5.2.2), sondern diejenigen aus der Sensitivitätsanalyse 5 (Kapitel 5.4.5) der Ökobilanz. Der Grund dafür sind die aufgrund neuer Erkenntnisse der Unsicherheiten getätigten Anpassungen gewisser Charakterisierungsfaktoren, welche die aktualisierte Methode ReCiPe 2016 gegenüber der Methode ReCiPe 2008 ausweist. Diese führen zu enorm hohen Umweltkosten für die terrestrische Ökotoxizität, welche die Summe der Umweltkosten dominieren (über 95 % Anteile). Die Methode zur Herleitung der Kostensätze wurde im Zuge der Aktualisierung der Methode ReCiPe 2016 nicht aktualisiert. Es ist deswegen nicht klar, ob einige dieser Charakterisierungsfaktoren noch mit den bisherigen Kostensätzen verrechenbar sind, oder ob es hier einer Anpassung bedarf. Dafür wäre auf jeden Fall eine vertiefte Analyse notwendig, die im Rahmen dieser Studie nicht machbar ist. Um den Einfluss dieser Charakterisierungsfaktoren aufzuzeigen, wird für die terrestrische Ökotoxizität eine zweite Sensitivitätsanalyse berechnet. Für diese Sensitivitätsanalyse wird nicht der Kostensatz variiert, sondern die Inputdaten aus der Ökobilanz. Tabelle 106 zeigt die Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse.

Die kumulierten Kostensätze liegen mit den Inputdaten ReCiPe 2016 zwischen 1.902 und 3.326 % höher als mit den Inputdaten ReCiPe 2008. Das heißt, die gesamten Umweltkosten für ein kg ECM Milch erhöhen sich auf gesamthaft 4,5 und 11 Euro. Das ist nicht plausibel.

8.4.2 Exkurs: ökonomische Bewertung von Tierwohlleistungen

Der Ernährungsreport 2019 (BMEL 2019) zeigt, dass die Deutschen auf eine abwechslungsreiche Ernährung achten und möchten dabei immer mehr verantwortungsbewusst einkaufen und wissen, wie die Lebensmittel produziert werden. Das Tierwohl spielt dabei eine besonders wichtige Rolle: 70 % der Befragten halten artgerechte Tierhaltung für sehr wichtig und sind grundsätzlich bereit, für besseren Tierschutz höhere Preise zu zahlen. Diese Mehrzahlungsbereitschaft für ein höheres Tierwohl in der Milcherzeugung gilt es nachfolgend zu ermitteln. Die ökonomische Bewertung von Tierwohlleistungen wird in dieser Studie als Exkurs behandelt, weil Tierwohlleistungen nicht in der Ökobilanz bewertet wurden. Es stellt sich generell die Frage, ob das Tierwohl zu den Umweltkosten gezählt werden soll, oder ob es aufgrund der ethischen Aspekte eine eigene Kostenebene in der ökonomischen Bewertung von landwirtschaftlichen Produkten beanspruchen sollte? Diese Frage wird im Rahmen dieses Exkurses nicht geklärt werden.

Vielmehr wird der Versuch unternommen, dieses gesellschaftlich sehr aktuelle und teilweise auch kontrovers diskutierte Thema einzubinden.

Die Herausforderung besteht darin, dass es bislang an einer einheitlichen Definition fehlt, was Tierwohl überhaupt ist und weil verschiedene Anspruchsgruppen unterschiedliche Einstellungen zum Tierwohl in der Nutztierhaltung haben (Heise 2016). Der englische Begriff für Tierwohl lautet „animal welfare". Der Kanadier David Fraser hat ein Konzept „der drei Dimensionen" des Tierwohls erarbeitet: Gesundheit, Verhalten und Emotionen. Nur wenn die Tiere gesund sind, sich artgemäß verhalten können und keinen negativen Emotionen wie Stress oder Angst ausgesetzt sind, kann von einer guten Tierwohlsituation ausgegangen werden. Die Messung von Tierwohl bzw. der verschiedenen Dimensionen des Tierwohls stellt eine Herausforderung dar, da Tiere nicht direkt mitteilen können, wie es ihnen geht. Daher werden verschiedene Indikatoren verwendet (Bergschmidt 2017):

- Ressourcenbezogene Indikatoren: liefern Informationen über Haltungssysteme, so z.B. Flächenangebot pro Tier, die Verwendung von Fixierungseinrichtungen oder die Anzahl Weidetage pro Jahr.
- Managementbezogene Indikatoren: erfassen Praktiken, wie z.B. die Enthornung von Rindern, die Fütterung und den Umgang mit den Tieren.
- Tierbezogene Indikatoren: werden direkt am Tier gemessen so z.B. Lahmheit oder Euterentzündungen bei Milchkühen.

Marktsituation für Tierwohlprodukte

Eine artgerechte Tierhaltung gehört wie die ökologische Produktion zu den Vertrauenseigenschaften eines Produkts. Diese können von den Käufern weder vor noch nach dem Kauf überprüft werden. Aufgrund dieser Informationsasymmetrien muss der Verbraucher oder die Verbraucherin vor allem auf extrinsische Qualitätssignale (z.B. Preis oder Marke) vertrauen. Um besondere Produkt- oder Prozesseigenschaften zu vermitteln, werden häufig Label eingesetzt. Im Bereich des Fleischmarketings werden vermehrt sogenannte „Tierwohl-Produkte" angeboten (Pirsich 2017). Bereits 2013 hat der Deutsche Tierschutzbund das Label „Für Mehr Tierschutz" eingeführt. Es werden Produkte tierischen Ursprungs gekennzeichnet, denen Tierschutzstandards zugrunde liegen, die für Tiere einen wirklichen Mehrwert an Tierschutz gewährleisten. Neben Produkten von Masthühnern und Mastschweinen sind auch Eier und Milch mit dem Tierschutzlabel erhältlich. Das Label umfasst zwei Anforderungsstufen: eine Einstiegsstufe und eine Premiumstufe (Deutscher Tierschutzbund e. V. 2019).

Das Bundeskabinett hat im September 2019 den Gesetzesentwurf für die Einführung und Verwendung eines staatlichen Tierwohlkennzeichens beschlossen. Das Kennzeichen verfügt über drei Stufen, welche alle über dem gesetzlichen Mindeststandard liegen. Kriterien wurden zunächst für Schweine erarbeitet, weitere Nutztierarten sind geplant. Das staatliche Label wird voraussichtlich ab 2020 auf freiwilliger Basis greifen (BMEL 2019). Dies zeigt, dass das Thema Tierwohl in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung sowohl die Öffentlichkeit als auch die Politik bewegt.

Die Vorschriften der EU-Öko-Verordnung haben zum Ziel, dass Nutztiere im Bio-Betrieb artgerecht gehalten werden. Die Tiere erhalten Bio-Futter und haben mehr Platz im Stall und müssen auf die Weide oder in den Auslauf. Medikamente dürfen nur sehr begrenzt und kontrolliert sowie Antibiotika nicht prophylaktisch eingesetzt werden. Die Vorschriften der nationalen Bio-Verbände gehen in gewissen Bereichen noch über die Vorgaben der Öko-Verordnung hinaus.

Beispielsweise verlangen sie einen höheren Anteil an betriebseigenem Futter sowie zusätzliche Tierkontrollen (BÖLW 2019).

Mehr Zahlungsbereitschaft für Tierwohlprodukte in der Milchproduktion

Strukturelle Veränderungen in der Landwirtschaft haben im Bereich Tierhaltung dazu geführt, dass die Anzahl Betriebe, die sich ausschließlich auf eine Nutztierart spezialisiert haben, in den letzten Jahrzehnten gestiegen ist. Der Grad der Automatisierung in den Ställen hat ebenfalls zugenommen. Der Einsatz von Melkrobotern findet im Bereich der Milchviehhaltung seit einiger Zeit zunehmende Verbreitung (Heise 2016). Im Jahr 2018 wurden in Deutschland 33, 1 Millionen Tonnen Milch produziert. Deutschland ist somit der größte Kuhmilchproduzent in der EU (Tergast et al. 2019).

Eine Kuh hat heute eine etwa doppelt so hohe Milchleistung wie in den 1970er-Jahren. Die hohe Milchleistung macht Kühe anfälliger für Krankheiten, wie Lahmheiten, Euter-Entzündungen und Fruchtbarkeits-Störungen. Gemäß dem deutschen Tierschutzbund kommen nur noch 42 % der Milchkühe auf die Weide. Der Großteil der Milchkühe lebt das ganze Jahr über im Stall (Deutscher Tierschutzbund E.V. 2019). Eine tragfähige Lösung für mehr Tierwohl kostet Geld. Sind die Verbraucherinnen und Verbraucher bereit, einen Teil dieser Mehrkosten zu bezahlen?

In Bezug auf Milchprodukte gab in einer Umfrage des Marktforschungsunternehmens Mintel (2017) über ein Drittel der Verbraucher und Verbraucherinnen an, beim Kauf der Milcherzeugnisse besonders viel Wert auf das Tierwohl zu legen. Das Wohl der Milchkühe scheint den Kunden besonders am Herzen zu liegen und das Tierwohl in der Milchproduktion ist für über ein Drittel der Befragten ein wichtiger Faktor. Die Studie macht jedoch keine Aussagen über die Bereitschaft der Verbraucherinnen und Verbraucher einen höheren Preis für mehr Tierwohl zu bezahlen.

Einer Studie von Heise et al. (2016) zufolge geben 76,5 % der Befragten eine Mehrzahlungsbereitschaft (MZB) für Eier, Milch und Fleisch aus besonders tiergerechter Haltung an. Im Durchschnitt sind die Befragten mit einer generellen MZB bereit, ca. 39 % mehr für Eier sowie für Milch und Milcherzeugnisse aus besonders tiergerechter Haltung zu zahlen.

- Eine weitere Studie unter der Leitung von Dr. Frank Wätzold (2018) kommt zum Ergebnis, dass ein Großteil der Verbraucher und Verbraucherinnen in Deutschland bereit ist, für eine Milch mit ethischen Attributen einen Aufpreis zu bezahlen, wenn bei der Produktion Faktoren wie u. a. eine tiergerechte Haltung verwirklicht werden. Für eine Milch aus der tierfreundlichen Haltungsform Laufstall in Kombination mit Sommerweide, ermittelten die Autorinnen und Autoren eine Mehrzahlungsbereitschaft von 24 ct/L. In der Konsumentenbefragung von PwC (2017) wurden die Verbraucherinnen und Verbraucher befragt, wieviel sie maximal für einen Liter Bio-Milch bezahlen würden. Der ermittelte Wert lag +56 % über dem Preis für konventionelle Milch. Höhere Umwelt- und Tierwohl-Standards durch Weidehaltung sind den Befragten einer anderen Studie einen Mehrpreis von 10-20 ct/L wert (Schleyer et al. 2013).

Es wurden noch verschiedene weitere Studien analysiert, welche bereits die Mehrzahlungsbereitschaft (MZB) deutscher Verbraucher und Verbraucherinnen für verbesserte Haltungsbedingungen am Beispiel verschiedener Tierarten untersucht haben. Viele Studien mit Befragungen zur Zahlungsbereitschaft für Tierwohl betreffen Fleischprodukte. Eine Übersicht über die gesichtete und ausgewertete Literatur befindet sich in Tabelle 107 im Anhang B.2.

Tabelle 89: Berechnung/Schätzung der Mehrzahlungsbereitschaft von Verbraucherinnen und Verbrauchern für Tierwohl bei Milchprodukten in der Literatur (alle Preise umgerechnet von Liter auf kg)[52]

Produktion/ Wirtschaftsweise	Referenzierte Marktpreise [€/kg]	Mehrzahlungs-bereitschaft [€/kg]	Mehrzahlungs-bereitschaft [%]	Publikation / Quelle
Ökologisch ggü. konventionell	0,88	0,48	56	PWC (2017)
Ökologisch ggü. konventionell	0,69	0,27	40	von Knoop (2014)
MZB für besonders tiergerechte Haltung (70% der Befragten)	n.v.	n.v.	max. 40	Heise (2016)
MZB für besonders tiergerechte Haltung (30% der Befragten)	n.v.	n.v.	> 40	Heise (2016)
Laufstall mit Weide ggü. konventionell	n.v.	0,23	n.v.	Markova-Nenova et.al (2017)
akzeptierter Preisaufschlag für Weidemilch	n.v.	0,96 - 0,19	n.v.	Schleyer et. al (2013)

ggü = gegenüber, n.v. = nicht vorhanden, max. = maximal, MZB = Mehrzahlungsbereitschaft
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 89 zeigt eine Übersicht über die analysierten Studien, welche explizit Zahlungsbereitschaften für Tierwohl von Milchprodukten untersuchten. Die Befragten gaben Mehrzahlungsbereitschaften von rund 40 bis 56 % für Milch aus tiergerechterer Produktion an. In Heise (2016) werden die Zahlungsbereitschaften weiter aufgeschlüsselt. 35 % der Befragten würden höchstens 20 % mehr bezahlen, 10 % dagegen würden auch mindestens 90 % mehr bezahlen. Insgesamt zeigt ein Großteil der Verbraucherinnen und Verbraucher sich bereit, für tiergerechtere Produktion mehr zu bezahlen. Allerdings ist bei den Befragungen nicht immer klar, ob die Befragten, die eine sehr hohe MZB angeben, allgemein wenig tierische Produkte konsumieren und die Kostensätze dann nicht auf die produzierte Menge übertragen werden können. Ein weiterer Punkt ist, dass das Tierwohl nicht immer von anderen Kostenkategorien abgrenzbar ist und es zu Doppelzählungen kommen kann. Auch ist in solchen Befragungen es nicht auszuschließen, dass soziale Erwünschtheitseffekte auftreten und die reale MZB etwas überschätzt wird (Heise 2016).

Der Vergleich der Mehrzahlungsbereitschaften für Tierwohlleistungen mit den kumulierten Umweltkosten der ökonomischen Bewertung (siehe Kapitel 8.3.3) kann nur als vereinfachte Annäherung betrachtet werden. Da nicht überall klar ist, welche Zahlungsbereitschaften sich auf welche Betriebsmodelle beziehen, wird hier nur ökologische mit konventioneller Milch verglichen. Tabelle 90 zeigt die jeweils niedrigsten und höchsten genannten Zahlungsbereitschaften im Vergleich mit dem Basisszenario. Die genannten 9,6 €-Cent pro kg ECM Milch sind zwischen 76 und 73 % tiefer als die kumulierten Umweltkosten. Bei der höchsten genannten Zahlungsbereitschaft von 48 €-Cent pro kg ECM Milch zwischen 20 und 35% höher als die kumulierten Umweltkosten. Für diese Annäherung heißt das zusammengefasst, wenn die Zahlungsbereitschaft für das

[52] Um von Litern auf Kilos zu kommen wird in Deutschland gerechnet, dass ein Liter 1,02 Kilogramm Milch entspricht. Dieser „Umrechnungsfaktor" wird auf staatlicher Ebene festgelegt (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz: Milch Güteverordnung)

Tierwohl mit den gesamten Umweltkosten für die konventionellen Betriebsmodelle verglichen wird, sind diese (je nach Zahlungsbereitschaft) ähnlich hoch.

Tabelle 90: Vergleich von Mehrzahlungsbereitschaften für Tierwohl mit übrigen Umweltkosten der konventionellen Milchproduktion für ausgewählte Produktionssysteme (in € pro kg ECM Milch)

Einheit (bezogen auf 1 kg Milch)	Basisszenario [€]	MZB für Tierwohl [€]	MZB für Tierwohl [€]	MZB für Tierwohl ggü. Umweltkosten (%)	MZB für Tierwohl ggü. Umweltkosten (%)
		Niedrig	Hoch	Niedrig	Hoch
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	9,6	48,0	32	162
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	9,6	48,0	29	146
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	9,6	48,0	31	154
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	9,6	48,0	28	141

ECM = Energy Corrected Milk, MZB = Mehrzahlungsbereitschaft, ggü = gegenüber

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

8.5 Ergebnisübersicht und Interpretation

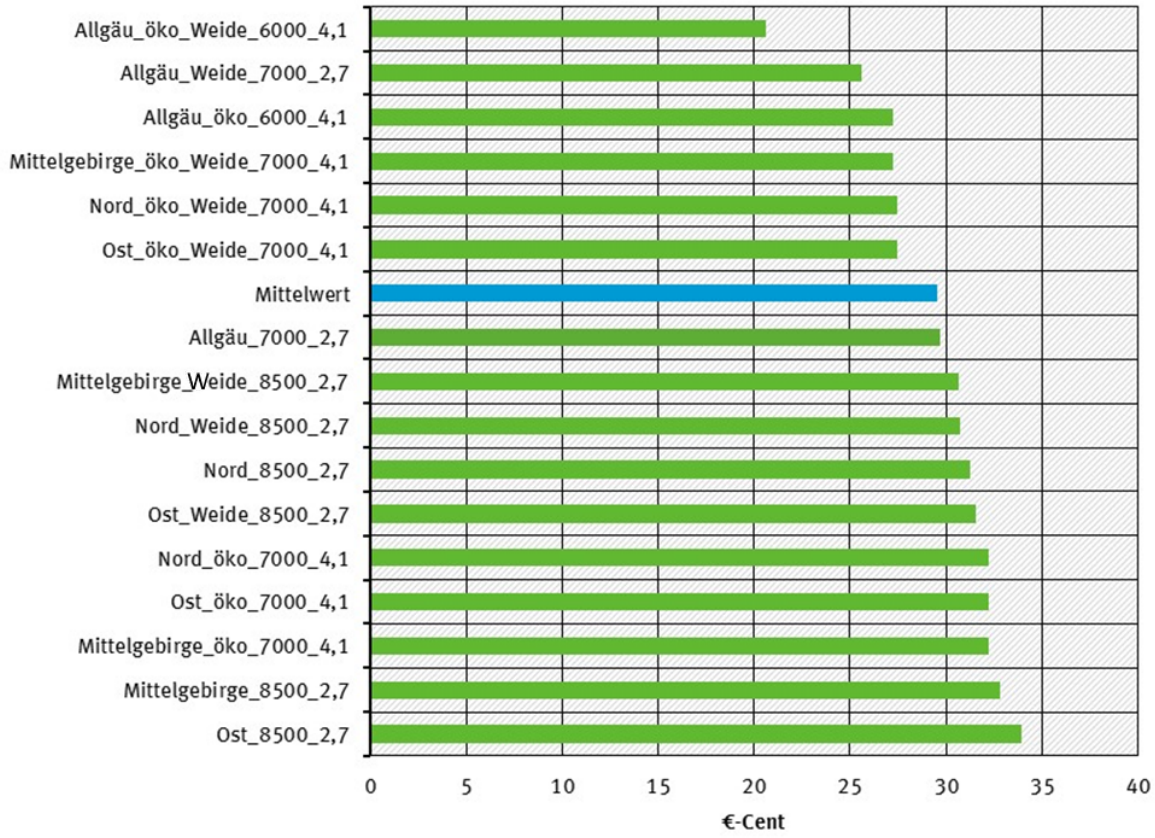
Das Gesamtergebnis der ökonomischen Bewertung besteht aus den über alle Wirkungskategorien kumulierten Umweltkosten für die untersuchten Betriebsmodelle. Diese liegen in einer Bandbreite von rund 21 bis 34 € pro kg ECM Milch. Die durchschnittlichen Umweltkosten über sämtliche untersuchten Betriebsmodelle liegen bei rund 30 €-Cent pro kg ECM Milch.

Durch die ökonomische Bewertung lassen sich die Wirkungskategorien miteinander vergleichen und deren Anteile an den gesamten Kosten bestimmen. Der Anteil der einzelnen Wirkungskategorien auf die gesamten Umweltkosten unterscheidet sich deutlich. Die Klimakosten machen mit rund 62 % der gesamten Kosten den mit Abstand größten Anteil aus. Die zweitgrößte Fraktion ist im Durchschnitt die Landnutzung mit rund 17 % Anteil, gefolgt von der Versauerung mit einem Anteil von rund 10 %, der Eutrophierung mit rund 6 % und der terrestrischen Ökotoxizität mit rund 5 %. Die Humantoxizität und die Ökotoxizität des Süßwassers tragen beide weniger als 1 % zu den gesamten Umweltkosten bei. Für die Interpretation der Bewertung nach Betriebsmodell spielt der Anteil der Wirkungskategorie eine wichtige Rolle. Dabei gilt es zu betonen, dass insbesondere bei der Monetarisierung einiger Wirkungsbereiche, z.B. der Ökotoxizität oder der Landnutzung, die Unsicherheiten noch erheblich sind und die Datenlage relativ dünn. Das führt dazu, dass bestimmte Schadenskomponenten nicht berücksichtigt werden. Entsprechend dürften die Ergebnisse eher eine Untergrenze der tatsächlichen Umweltkosten darstellen.

Abbildung 41 zeigt die kumulierten Umweltkosten der verschiedenen Betriebsmodelle in aufsteigender Rangreihenfolge und die jeweilige Abweichung von den durchschnittlichen Kosten von rund 29,5 €-Cent pro kg ECM Milch (Mittelwert aller Betriebsmodelle). Die Abweichungen von den durchschnittlichen Umweltkosten bewegen sich in einer Bandbreite von -30 % bis +15 %. Die tiefsten Umweltkosten pro kg ECM Milch fallen mit 20,65 €-Cent pro kg ECM Milch beim Betriebsmodell Allgäu_öko_Weide_6000_4,1 an. Die höchsten Umweltkosten verursacht

mit rund 34 €-Cent pro kg ECM Milch das Betriebsmodell Ost_8500_2,7. Die dazugehörende Tabelle ist in Anhang B.4 dargestellt.

Abbildung 41: Darstellung der gesamten Umweltkosten in aufsteigender Rangreihenfolge für alle Milchproduktionssysteme



Quelle: eigene Berechnungen

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

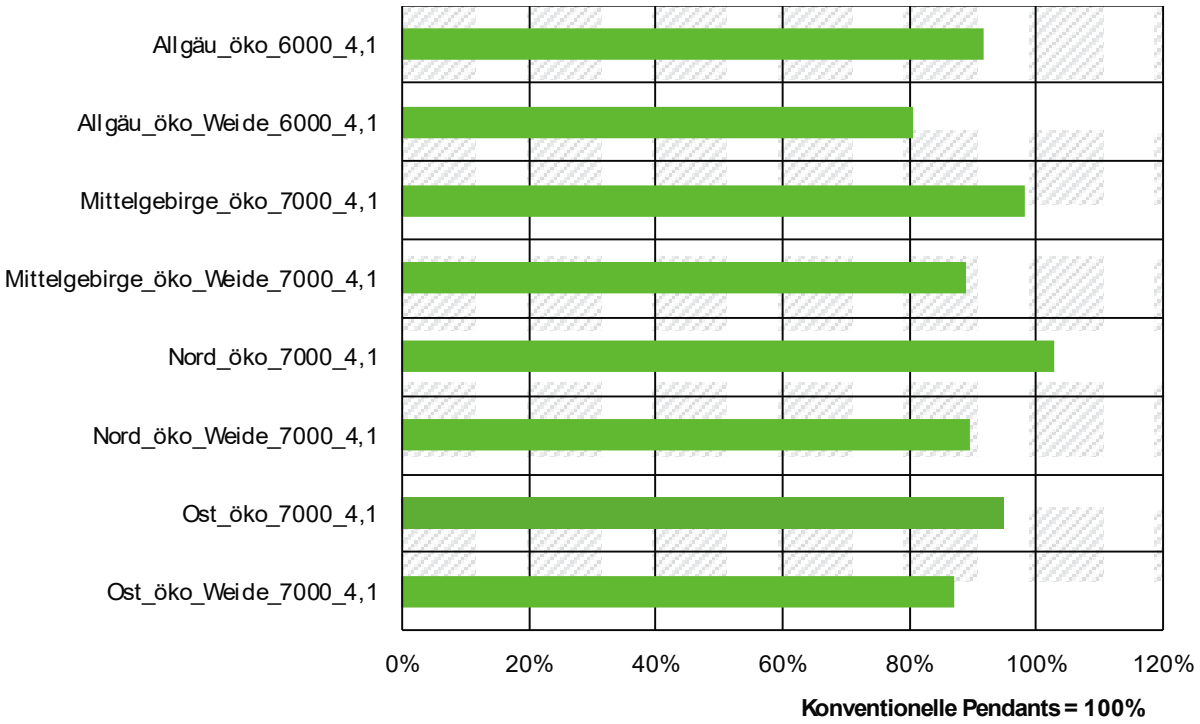
Vergleich der Umweltkosten nach ökologisch oder konventioneller Wirtschaftsweise

Vergleicht man die Umweltkosten der untersuchten Betriebsmodelle nach ihrer Wirtschaftsweise, zeigt sich bis auf eine Ausnahme ein Vorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (vergleiche Abbildung 42). Das einzige ökologisch wirtschaftende Betriebsmodell der schlechter abschneidet als sein konventionelles Pendant, ist Nord_öko_7000_4,1. Die Differenz zum konventionellen Pendant Nord_8500_2,7 beträgt rund 1 €-Cent pro kg ECM Milch, was rund 3 % höheren Umweltkosten entspricht. Die übrigen ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle haben einen Umweltvorteil gegenüber den konventionellen Betrieben von 0,5 bis 5 €-Cent pro kg ECM Milch, was um 2 bis 19% geringeren Umweltkosten entspricht. Tabelle 109 zeigt diesen Vergleich zwischen konventioneller und ökologischer Produktion für jedes Betriebsmodell.

Insbesondere bei der Monetarisierung der Ökotoxizität sind die Unsicherheiten allerdings noch erheblich und die Datenlage relativ dünn. Das führt dazu, dass bestimmte Schadenskomponenten nicht berücksichtigt werden. Es ist deshalb gut möglich, dass die Umweltkosten der Ökotoxizität oder anderer Wirkungskategorien noch unterschätzt werden, was dazu führt, dass der

tatsächliche Unterschied zwischen den Produktionsarten konventionell vs. ökologisch bei den hier vorliegenden Umweltkosten tendenziell unterschätzt wird.

Abbildung 42: Darstellung der gesamten Umweltkosten: Kosten für ein kg ECM Milch der ökologischen Milchproduktionssysteme im Vergleich zu ihren konventionellen Pendants



Quelle: eigene Berechnungen

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

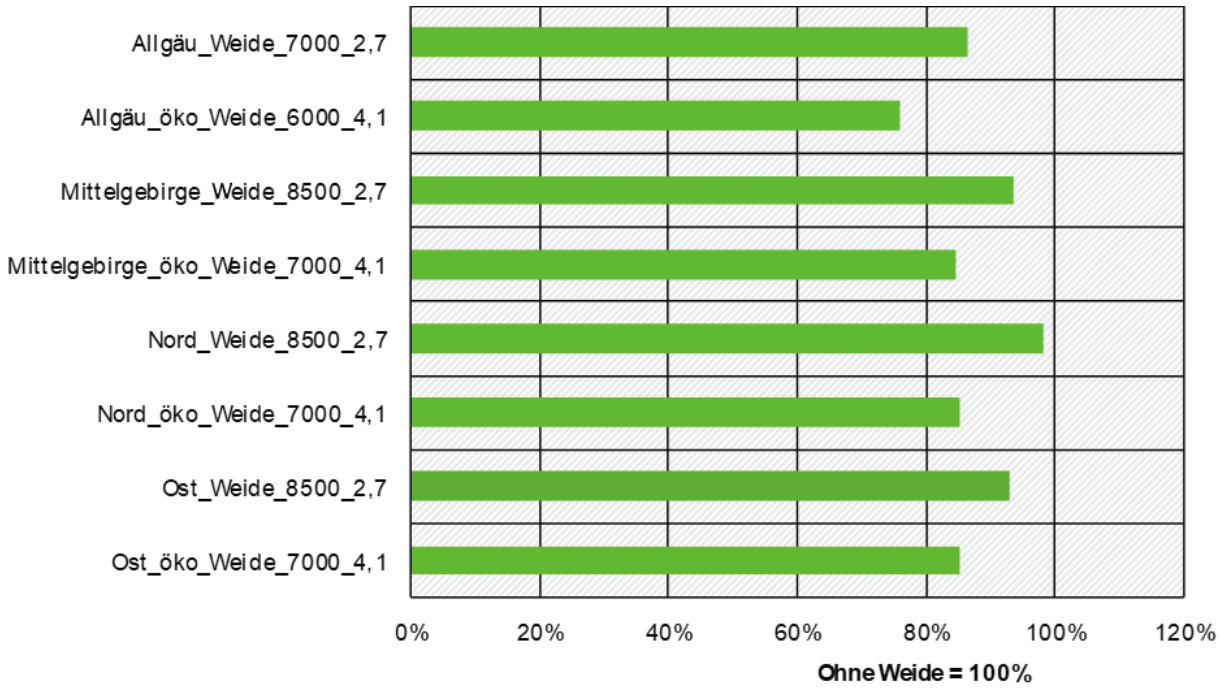
Die Gründe für den Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe zeigen sich bereits bei den Ergebnissen der Ökobilanz. Da wird deutlich, dass nur bei der terrestrischen Versauerung und der Landnutzung die konventionell wirtschaftenden Betriebe kleinere Umweltwirkungen als die Öko-Betriebe verursachen. Bei allen anderen Wirkungskategorien sind die Umweltauswirkungen bei der konventionellen Produktion grösser als bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben. Allerdings haben die terrestrische Versauerung und die Landnutzung zusammen mit durchschnittlich fast 30 % Anteil an den gesamten Umweltkosten ein eher großes Gewicht. Anders zum Beispiel die Umweltwirkung der Öko- und Humantoxizität, wo der Vorteil auf der Seite der ökologisch wirtschaftenden Betriebe liegt, deren Anteil den gesamten Umweltkosten aber durchschnittlich nur bei rund 6 % liegt. Dieses unterschiedliche Gewicht der einzelnen Wirkungskategorien an den gesamten Umweltkosten vermindert den Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe in der ökonomischen Bewertung.

Vergleich der Umweltkosten nach Betrieben mit oder ohne Weidegang

Betriebsmodelle mit Weidegang verursachen weniger Umweltkosten als Betriebe ohne Weidegang. Dies ist bereits in Tabelle 109 ersichtlich. Abbildung 43 zeigt die Umweltkosten für die Betriebsmodelle mit Weidegang im Vergleich mit denjenigen ohne Weidegang. Einmal als relative Abweichungen (Betriebsmodelle ohne Weidegang sind normiert auf 100 %) und einmal als absolute Differenz der Umweltkosten in €-Cent. Die Umweltkosten der Betriebsmodelle mit Weidegang verursachen zwischen 2 und 24 % weniger Umweltkosten als diejenigen ohne

Weidegang. In absoluten Zahlen sind das zwischen 0,6 und 6,6 €-Cent pro kg ECM Milch. Die tiefsten Umweltkosten verursacht die Kombination ökologisch mit Weidegang (-15 bis -24 %).

Abbildung 43: Darstellung der gesamten Umweltkosten: Kosten der Produktion mit Weidehaltung im Vergleich zur Wirtschaftsweise ohne Weidehaltung



Quelle: eigene Berechnungen

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Vergleich der Produzentenpreise mit den gesamten Umweltkosten

Im Folgenden werden die resultierenden Umweltkosten den Produzentenpreisen gegenübergestellt. Für den Vergleich werden die Preise aus der Ökobilanz (ökonomische Allokation Kapitel 5)[53] verwendet. Die Milchannahmepreise für konventionell und ökologisch erzeugte Milch orientieren sich an den Preismeldungen der Bundesanstalt für Ernährung BLE und liegen bei 32 resp. 50,8 €-Cent pro kg ECM Milch. Bei den beiden Preisen handelt es sich um die Mittelwerte der letzten drei Jahre. Tabelle 91 stellt die Produzentenpreise den Umweltkosten gegenüber. Die Umweltkosten der konventionell wirtschaftenden Betriebe sind ungefähr gleich groß wie die Produzentenpreise. Diejenigen der ökologisch wirtschaftenden Betriebe sind ungefähr halb so groß. Das heißt, die etwas tieferen Umweltkosten der ökologisch erzeugten Milch können die um rund 60 % höheren Produzentenpreise nicht vollständig ausgleichen. Die Summe von Umweltkosten und Produzentenpreis liegt bei der ökologisch erzeugten Milch im Durchschnitt rund 26 % oder 16 €-Cent pro kg ECM Milch höher als bei konventioneller Produktion. Allerdings gilt es nochmals zu betonen, dass die hier errechneten Umweltkosten mit Unsicherheiten behaftet sind. Das führt dazu, dass bestimmte Schadenskomponenten nicht berücksichtigt werden und die tatsächlichen Kosten – und somit mutmaßlich auch die Differenz der Umweltkosten zwischen ökologischer und konventioneller Produktion – tendenziell unterschätzen.

[53] Entwicklung der Kuhmilchpreise und -mengen in Deutschland: https://www.bzl-datenzentrum.de/tierhaltung/milch/kuhmilchpreise-und-mengen-grafik/; zuletzt abgerufen am 31.10.2019

Tabelle 91: Vergleich der Produzentenpreise mit Umweltkosten pro kg ECM-Milch

Betriebsmodell	Produzentenpreis	Kumulierte Umweltkosten	Umweltkosten im Vergleich zum Produzentenpreis
Kurzbezeichnung	€-Cent pro kg ECM Milch	€-Cent pro kg ECM Milch	[%]
Allgäu_7000_2,7	32,0	29,7	93
Allgäu_Weide_7000_2,7	32,0	25,6	80
Allgäu_öko_6000_4,1	50,8	27,2	54
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	50,8	20,6	41
Mittelgebirge_8500_2,7	32,0	32,8	102
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	32,0	30,7	96
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	50,8	32,3	63
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	50,8	27,3	54
Nord_8500_2,7	32,0	31,3	98
Nord_Weide_8500_2,7	32,0	30,7	96
Nord_öko_7000_4,1	50,8	32,2	63
Nord_öko_Weide_7000_4,1	50,8	27,5	54
Ost_8500_2,7	32,0	34,0	106
Ost_Weide_8500_2,7	32,0	31,6	99
Ost_öko_7000_4,1	50,8	32,2	63
Ost_öko_Weide_7000_4,1	50,8	27,5	54

ECM = Energy Corrected Milk

Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, verändert nach LFL (2019) und KTBL (2018);

Umgang mit Unsicherheiten der Kostensätze und Sensitivitäten

Die Kostensätze zur Berechnung von externen Umweltkosten unterliegen teilweise großen Unsicherheiten, unter anderem, weil die wissenschaftliche Kenntnislage bei einigen Umweltwirkungskategorien noch dünn ist (v.a. Ökotoxizität sowie z.T. Versauerung und Eutrophierung). Der Einfluss dieser Unsicherheiten auf die gesamten Umweltkosten wurden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen untersucht. Die wesentlichen Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse sind im Kapitel 8.4 für jede Wirkungskategorie dargestellt. Die in der vorliegenden Studie verwendeten Kostensätze (für die Hauptergebnisse und die Sensitivität) stammen aus der aktuellen wissenschaftlichen Literatur (primär Metastudien). Im Rahmen dieser Studie wurden keine Kostensätze entwickelt. Die Bandbreite der Kostensätze in der Literatur ist meistens auf Unsicherheiten

bei den zugrundeliegenden Belastungs-Wirkungs-Beziehungen (z.B. bei der terrestrischen und der aquatischen Ökotoxizität) oder auf die berücksichtigten und monetarisierbaren Schadenswirkungen (z.B. bei der Versauerung, Bodenschäden und Gebäudeschäden) zurückzuführen.

Generell gilt es zu sagen, dass die Unsicherheiten im Bereich der Monetarisierung teilweise noch erheblich sind und man davon ausgehen muss, dass die Umweltkosten noch erheblich unterschätzt werden. Umweltwirkungen, deren Monetarisierung noch wenig etabliert ist, wurden nicht berücksichtigt oder aber, ähnlich wie beim Tierwohl, lediglich in einem separaten Exkurs behandelt. Die Robustheit der wissenschaftlichen Grundlagen wird bei den in diesem Projekt berücksichtigten Umweltwirkungskategorien (ohne Tierwohl) bei der Landnutzung und bei den Ökotoxizitäten am geringsten eingeschätzt.

Das angewandte Vorgehen für die Monetarisierung – anknüpfen auf der Ebene von aggregierten, gleichartigen Umweltwirkungen („Midpoint Level“) unter Anwendung von entsprechenden spezifischen Kostensätzen – hat sich bewährt. Das Vorgehen wurde u.a. auch im Rahmen eines Sachstandsberichts zur UBA Methodenkonvention 3.0 zu den Umweltkosten von Baustoffen angewandt. Bei diesem Vorgehen ist es von Vorteil, sich auf eine bewährte ökobilanzielle Beurteilungsmethode abzustützen, wie in diesem Fall ReCiPe.

Umgang mit Tierwohlleistungen in der ökonomischen Bewertung

Zur Mehrzahlungsbereitschaft von Verbraucherinnen und Verbrauchern für Tierwohlprodukte allgemein sind einige Studien durchgeführt worden. Für die Mehrzahlungsbereitschaft für spezifische Produkte, wie im vorliegenden Fall Milch mit besonders tiergerechter Haltung, sind bis dahin nur sehr wenige Zahlen vorhanden. Die Zahlen stammen aus Umfragen, wo soziale Erwünschtheitseffekte nicht auszuschließen sind, was zu Verzerrungen bei der Zahlungsbereitschaft führen kann. Auch Doppelzählungen mit anderen erwünschten positiven Umweltwirkungen sind nicht auszuschließen, wenn zum Beispiel nach einer Mehrzahlungsbereitschaft für ökologisch vs. konventionell gefragt wird.

Im Exkurs wurde trotz der Limitationen versucht, die Zahlungsbereitschaft aus der Literatur grob abzuschätzen (als Bandbreite) und ins Verhältnis zu den berechneten Umweltkosten zu setzen. Das Ergebnis zeigt eine Mehrzahlungsbereitschaft für tiergerechtere Haltung von rund +30 bis zu +160 % der Umweltkosten. Ein Problem bei dieser Betrachtung ist, dass die Umweltkosten konzeptionell Schadenskosten sind. Schadenskosten bei der Tierhaltung wären aber die Bewertungen der Schäden für die Tiere. Die Ermittlung, wie teuer eine tierwohlbessere Produktionsweise wäre, würde eher dem Vermeidungskostenprinzip entsprechen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich ein wachsender Teil der Verbraucher und Verbraucherinnen tierische Produkte aus tiergerechteren Haltungssystemen wünscht. Tierwohl ist ein gesellschaftlich sehr aktuelles Thema, das kontrovers diskutiert wird. Im Rahmen dieser Studie war keine vertieftere Auseinandersetzung mit dem Thema möglich. Es wäre aber wünschenswert, auch jenseits der Diskussion von Umweltkosten die ökonomische Bewertung von Tierwohlleistungen weiter zu vertiefen.

9 Synthese aus den Ergebnissen der Ökobilanz und der ökonomischen Bewertung

Ziel der Studie war es, Zahlen zu Umweltauswirkungen und externen Kosten zur Beurteilung von Milchproduktionssystemen zu erhalten, die auf einer fundierten wissenschaftlichen Grundlage basieren. Hierfür ist ein methodisches Konzept entwickelt und erprobt worden, mit dem die Umweltauswirkungen und externe Kosten von Milchproduktionssystemen veranschaulicht werden können.

Es hat sich gezeigt, dass der entwickelte methodische Ansatz und die verwendeten Daten sich eignen, um einen Großteil der relevanten potenziellen Umweltauswirkungen von Milchproduktionssystemen zu erfassen und die Optimierungspotenziale hinsichtlich der Reduktion von potenziellen Umweltauswirkungen entlang des Lebenszyklus und der Reduktion von potenziellen Umweltkosten zu identifizieren.

Es können mit dem entwickelten methodischen Ansatz jedoch nicht alle relevanten Umweltwirkungen vollumfänglich erfasst werden. In Hinblick auf die toxikologische Bewertung, und hier insbesondere in Bezug auf die eingesetzten Pflanzenschutz- und mineralischen Düngemittel in den konventionellen Betriebsmodellen, muss einschränkend festgestellt werden, dass hier zwar die Produktion und Bereitstellung der entsprechenden Substanzen berücksichtigt werden konnte, jedoch nicht die Ausbringung und die in der Folge entstehenden komplexen, ökotoxikologischen Interaktionen dieser Substanzen. Da jedoch insbesondere letztgenannte Aspekte für eine umfassende (öko-)toxikologische Bewertung relevant sind, erhebt die vorliegende Untersuchung nicht den Anspruch einer vollständigen (öko-)toxikologische Bewertung. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen, dass die konventionellen Betriebsmodelle auch ohne Berücksichtigung **der Anwendung** der entsprechenden Substanzen potenziell höhere Umweltauswirkungen für die ökotoxikologischen Wirkungskategorien aufweisen. Aus diesem Grund kann davon ausgegangen werden, dass auch eine umfassende ökotoxikologische Bewertung den Befund zu Gunsten der ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle bestätigen würde bzw. die Umweltvorteilhaftigkeit im Hinblick auf toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien (Ökotoxizität und Humantoxizität) vergrößern würde. Gleichwohl ist hier festzuhalten, dass die Bewertung der vielfältigen Dimensionen von Wechselwirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme mit dem umgebenden Ökosystem eine Herausforderung bleibt. Hierzu sei auch noch einmal auf die Ausführungen zur Unsicherheit verweisen, die mit der Bewertung toxizitätsbezogener Umweltwirkungen verbunden sind (vgl. Abschnitte 5.3.5, 5.4.5 und 6.6).

Ebenfalls konnte im Rahmen des gewählten methodischen Ansatzes keine Bewertung biodi-versitätsrelevanter Aspekte erfolgen. Für die definierten typischen Milchproduktionssysteme gibt es bislang keine charakterisierenden Datensätze zu biodiversitätsrelevanten Aspekten. Biodiversitätsrelevante Aspekte sind beispielsweise Informationen zu biodiversitätsfördernden landschaftlichen Strukturelementen, wie Gebüschriegel, Säume etc., oder beispielsweise Daten zur Nutzungsintensität des Grünlands. Diese Daten sind teilweise auf Betriebsebene verfügbar, können aber keinem Betriebsmodell zugeordnet werden. Beispielsweise kann das Charakteristikum „hoher Anteil an biodiversitätsfördernden landschaftlichen Strukturelementen“ bislang keiner Wirtschaftsweise zugeordnet werden. Es gibt sowohl konventionell bewirtschaftete Betriebe als auch ökologisch bewirtschaftete Betriebe, die dieses Charakteristikum aufwiesen. Entsprechende Einschränkungen hinsichtlich Datenverfügbarkeit werden auch für zukünftige Untersuchungen relevant bleiben. Für den Moment erscheint eine Bewertung von biodiversitätsrelevanten Aspekten von landwirtschaftlichen Produktionssystemen vor allem im Rahmen detaillierter einzelbetrieblicher Untersuchungen aussichtsreicher zu sein.

Im Folgenden ist aufgeführt, welche zentrale Aussagen auf Basis der Ergebnisse der Studie getroffen werden können. Weitere Detailergebnisse sind den entsprechenden Abschnitten und der Zusammenfassung zu entnehmen (vgl. Kapitel 5, 6, 7, 8.3 und 8.5.

Die durchgeführte vergleichende Ökobilanz („from-cradle-to-farmgate“) von Rohmilch zur Abholung ab Hoftor aus unterschiedlichen Betriebsmodellen konventioneller und ökologischer Milchproduktionssysteme hat gezeigt, dass für die überwiegende Mehrzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren die ökologischen Betriebsmodelle gegenüber den konventionell wirtschaftenden Betriebsmodellen einen mehr oder weniger deutlichen Umweltvorteil aufweisen. Lediglich in Bezug auf das terrestrische Versauerungspotenzial und bei der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen schneiden die konventionellen Betriebsmodelle beim direkten Vergleich besser ab. Ergebnisrelevant für diesen Umweltvorteil der ökologischen Betriebsmodelle ist bei der Mehrzahl der untersuchten Wirkungskategorien dabei insbesondere der geringere Bedarf an Milchleistungsfutter, der bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen berücksichtigt wurde.

Die Betriebsmodelle mit Weidehaltung zeichnen sich im Vergleich zu ihrem Pendant ohne Weidehaltung durch niedrigere Umweltbelastungspotenziale für die verschiedenen Wirkungskategorien aus und besitzen dadurch deutliche Umweltvorteile. Insbesondere bei den Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand, Wasserverbrauch, Süßwasser-Eutrophierung, terrestrische Versauerung, terrestrische Toxizität und Aquatoxizität weisen die Betriebssysteme mit Weidehaltung deutlich niedrigere Umweltbelastungspotenziale auf. Auf Basis der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung kann die Weidehaltung als aus Umweltsicht vorteilhaft bewertet werden. Dieses Ergebnis bestätigt die Ergebnisse zur ökologischen Nachhaltigkeit von grünlandbasierter Milcherzeugung von Dentler et al. (2020). Die Autorinnen und Autoren haben in ihrer Studie grünlandbasierter Milcherzeugung mit Weide in Süddeutschland mit kraftfutterintensiven Systemen hinsichtlich ökonomischer, sozialer und ökologische Nachhaltigkeitsaspekte verglichen.

Die Bereitstellung des Milchleistungsfutters verursacht für alle Wirkungskategorien einen entscheidenden Beitrag zum Gesamtergebnis. Durch die Substitution von aus Übersee importierten sojabasierten Komponenten durch einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, können erhebliche Umweltverbesserungen erzielt werden. Fragen bezüglich der Verfügbarkeit der für eine solche Substitution benötigten Flächen bzw. Fragen bezüglich der hierfür notwendigen betrieblichen Veränderungen (zum Beispiel Veränderungen in der Anbaupraxis) und deren ökologischen Auswirkungen konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht untersucht werden, so dass auf Basis der Ergebnisse dieser Studie keine Empfehlungen hinsichtlich eines aus ökologischer Sicht optimalen Zusammensetzung des Milchleistungsfutters gegeben werden können. Auf Basis der Ergebnisse des Vergleichs der gewählten Betriebsmodelle kann jedoch die Aussage getroffen werden, dass, je weniger Milchleistungsfutter in einem Betriebsmodell eingesetzt werden muss, desto günstiger wirkt sich dies auf die spezifische Umweltbelastung der Milcherzeugung aus.

Wird ein Allokationsfaktor für die beiden wesentlichen Produkte Milch und Fleisch berücksichtigt, führt dies zu grundsätzlich niedrigeren Absolutwerten für die Milcherzeugung. Dieser Effekt wirkt sich bei den ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodellen noch etwas stärker auf das Ergebnis aus, da in diesen Betriebsmodellen pro kg Milch etwas mehr Fleisch erzeugt wird.

Vergleicht man die Ergebnisse pro € marktfähigem Produkt mit den Ergebnissen pro kg Rohmilch, so betont dies den Umweltvorteil der ökologischen Produkte gegenüber den konventionellen Produkten.

Ausgehend von einem niedrigen Milchleistungsniveau können durch eine moderate Erhöhung der Milchleistung zunächst deutliche Einsparungen beim Treibhausgaspotenzial erreicht werden. Je höher die Milchleistung, desto geringer ist jedoch der mögliche Einspareffekt durch eine weitere Steigerung der Milchleistung. Die vorliegende Auswertung zeigt darüber hinaus auch, dass eine unter Klimaschutzgesichtspunkten möglicherweise gerechtfertigte Erhöhung der Milchleistung mit Nachteilen bei anderen Umweltproblemfeldern, wie dem kumulierten Energieaufwand und der landwirtschaftlichen Flächeninanspruchnahme, einhergehen kann (vergleiche hierzu Abschnitt 5.4.1). Wird die produktive Lebensdauer der Milchkuh erhöht, so geht diese - unter den in der Studie getroffenen Annahmen - bei allen betrachteten Wirkungsindikatoren mit einer tendenziell leicht verringerten potenziellen Umweltbelastung einher.

Die quantifizierten Umweltwirkungen aus der Ökobilanz sind im Rahmen der durchgeführten Studie ökonomisch bewertet worden. Die Ergebnisse der monetären Bewertung der verschiedenen Umweltwirkungen wurden schließlich zu gesamten Umweltkosten je Produktionssystem addiert. Auf dieser Weise ergaben sich für die verschiedenen Milchproduktionssysteme jeweils Gesamtwerte der volkswirtschaftlich relevanten Umweltkosten, die miteinander vergleichbar sind. Mit der Monetarisierung in der Form von Umweltkosten werden verschiedene Umweltwirkungen folglich aggregiert dargestellt. Hierin liegt ein großer Vorteil dieser Methodik. Die Umweltfolgen von Konsumgütern (bzw. der Nutzung von Konsumgütern) werden in einer einzigen leicht verständlichen Einheit dargestellt. Diese Einheit kann mit dem Herstellungspreis oder Kaufpreis oder ggfs. den Kosten für die Nutzung verglichen werden. Die Monetarisierung von Umweltkosten ist also – auch wenn es bislang methodische und datenseitige Einschränkungen gibt – grundsätzlich eine geeignete Form der Aggregation. Im Gegensatz zu den Umweltkosten des Verkehrs oder der Energieproduktion sind die Umweltkosten der Landwirtschaft bislang aber deutlich weniger umfassend untersucht.

Die für die untersuchten Betriebsmodelle ermittelten Umweltkosten liegen in einer Bandbreite von rund 21 bis 34 €-Cent pro kg Rohmilch[54]. Vergleicht man Betriebssysteme mit und ohne Weidegang, zeichnen sich die Betriebssysteme mit Weidegang durchweg durch geringere Umweltkosten aus. Die Betriebsmodelle mit Weidegang verursachen zwischen 2 und 24 % weniger Umweltkosten als diejenigen ohne Weidegang. In absoluten Zahlen sind das zwischen 0,6 und 6,6 €-Cent pro kg Rohmilch.

Vergleicht man die Umweltkosten der untersuchten Betriebsmodelle nach ihrer Wirtschaftsweise, zeigt sich, bis auf eine Ausnahme, ein Vorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe. Das heißt sieben der acht untersuchten ökologischen Betriebssysteme zeichnen sich im Vergleich zu ihrem konventionellen Pendant durch geringere Umweltkosten aus. Konkret sind die Umweltkosten dieser sieben ökologischen Betriebssysteme um 2 bis 19 % niedriger als die des konventionellen Vergleichspaares. Ausgedrückt in Euro sind das 0,5 bis 5 €-Cent weniger Umweltkosten pro kg Rohmilch.

Die geringsten Umweltkosten verursacht die Kombination ökologisch mit Weidegang. Die Betriebssysteme mit dieser Kombination verursachen zwischen 15 und 24 % weniger Umweltkosten als die übrigen Betriebssysteme.

Die durchschnittlichen Umweltkosten über sämtliche untersuchten Betriebsmodelle liegen bei rund 30 €-Cent pro kg Rohmilch. Der Anteil der einzelnen Wirkungskategorien auf die gesamten Umweltkosten unterscheidet sich deutlich. Die Klimakosten machen mit rund 62 % der

[54] Der Begriff Rohmilch wird in dieser Studie verwendet, da die Umweltwirkungen bis Hoftor erfasst worden sind. Als funktionelle Einheit der Ökobilanz ist konkret aber eine ECM-Milch (Energy Corrected Milk), standardisierte Milch mit 4,0% Fett- und 3,4% Eiweißgehalt verwendet worden.

gesamten Kosten den mit Abstand größten Anteil aus. Die zweitgrößte Fraktion ist im Durchschnitt die Landnutzung mit rund 17 % Anteil, gefolgt von der Versauerung mit einem Anteil von rund 10 %, der Eutrophierung mit rund 6 % und der terrestrischen Ökotoxizität mit rund 5 %. Die Humantoxizität und die Ökotoxizität des Süßwassers tragen beide weniger als 1 % zu den gesamten Umweltkosten bei. Für die Interpretation der Bewertung nach Betriebsmodell spielt der Anteil der Wirkungskategorie eine wichtige Rolle. So besitzen die ökologisch wirtschaftenden Betriebssysteme beispielsweise einen deutlichen potenziellen Umweltvorteil bei den toxikologischen Umweltwirkungskategorien. Aufgrund der unterschiedlichen Gewichtung der einzelnen Umweltwirkungskategorien wird im Rahmen der Monetarisierung dieser Umweltvorteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebssysteme in der ökonomischen Bewertung jedoch verringert.

Es gilt außerdem zu betonen, dass bei der Monetarisierung einiger Wirkungsbereiche, z.B. der Ökotoxizität oder der Landnutzung, die Unsicherheiten bei den zur Verfügung stehenden Kostensätzen noch erheblich sind und die Datenlage noch unsicher ist. Umweltwirkungen, deren Monetarisierung noch wenig etabliert ist, wurden nicht berücksichtigt oder aber, wie beim Tierwohl, lediglich in einem separaten Exkurs behandelt. Die Ergebnisse sind vor diesem Hintergrund daher als Mindestwerte für die tatsächlichen Umweltkosten zu verstehen.

Stellt man die resultierenden Umweltkosten den Produzentenpreisen gegenüber, so ergibt sich folgendes Bild: Die Umweltkosten der konventionell wirtschaftenden Betriebe sind ungefähr gleich hoch wie die erzielten Produzentenpreise (bzw. Milchabnahmepreise). Die Umweltkosten der ökologisch wirtschaftenden Betriebe sind dagegen ungefähr halb so groß. Das heißt, die geringeren Umweltkosten der ökologisch erzeugten Milch können die um rund 60 % höheren Produzentenpreise nicht vollständig ausgleichen. Die Summe von Umweltkosten und Produzentenpreis liegt bei der ökologisch erzeugten Milch im Durchschnitt rund 26 % oder 16 €-Cent pro kg Rohmilch höher als bei konventioneller Produktion. Eine Internalisierung der Umweltkosten ist dennoch sinnvoll, weil sie Marktverzerrungen verringert, die volkswirtschaftliche Effizienz erhöht und eine Lenkungswirkung entfalten kann. Auch jetzt schon wächst der Anteil der Bevölkerung, der bereit ist, für Produkte aus kontrolliert biologischem Anbau bzw. kontrolliert ökologischer Tierhaltung mehr zu zahlen. Außerdem gilt es nochmals zu betonen, dass die hier errechneten Umweltkosten mit Unsicherheiten behaftet sind und die tatsächlichen Kosten – und somit mutmaßlich auch die Differenz der Umweltkosten zwischen ökologischer und konventioneller Produktion – tendenziell unterschätzt sind. Auch sind in dieser vereinfachten ökonomischen Betrachtung keine Subventionen berücksichtigt, die verschiedene Betriebe in unterschiedlicher Höhe erhalten.

Basierend auf den Ergebnissen der Studie können verschiedene Empfehlungen für die Politik, bzw. die Politikberatungsbehörden, für landwirtschaftliche Akteure sowie zum Forschungsbedarf gegeben werden. Es ist jedoch zu betonen, dass aus der Studie keine politischen Konsequenzen gezogen werden können, da keine Instrumentenanalyse durchgeführt wurde. Dies war nicht Gegenstand der Studie. Hier müssen auf Basis der Ergebnisse weitere Forschungsvorhaben angesetzt werden.

9.1 Empfehlungen für die Politik bzw. Politikberatungsbehörden – in Bezug auf Verbraucherkommunikation

Basierend auf den Ergebnissen der Studie können für die Politik beziehungsweise für Politikberatungsbehörden folgende Empfehlungen im Hinblick auf eine Verbraucherkommunikation gegeben werden.

Von einem „Zweiten Preisschild", dass die Sozial- und Umweltauswirkungen eines Produkts zumindest partiell vermittelt und gegebenenfalls monetär widerspiegelt, ist für die Produktgruppe Milch zum aktuellen Zeitpunkt eher abzuraten oder zumindest sollte ein solches „Zweites Preisschild" nur mit ergänzenden (flankierenden) Kommunikationselementen umgesetzt werden. Die Studie zeigt zum einen welche Umweltauswirkungen derzeit sehr gut monetarisiert werden können (siehe Klimaauswirkungen), zum anderen werden an diesem Beispiel aber auch die Grenzen der Monetarisierung aufgezeigt. Ein Teil der (Umwelt)-Wirkungen kann bisher nicht oder nur partiell monetarisiert werden. Zum einen können die Umweltwirkungen in der Ökobilanz nur unzureichend abgebildet werden, zum anderen sind die Kostensätze für die Monetarisierung dieser Umweltwirkungen bislang wenig etabliert. Die Kosten werden daher bisher eher unterschätzt. Ein Beispiel für in den vorliegenden Berechnungen fehlende Wirkungen ist das Tierwohl. Bisher erst lückenhaft berücksichtigt sind zudem Wirkungen auf die Ökosysteme (v.a. Ökotoxizität infolge des Einsatzes toxischer Stoffe wie Pestizide oder Antibiotika), so dass vor allem die Vorteilhaftigkeit von Produktionssystemen, die weitgehend ohne den Einsatz von chemischen Wuchshilfsstoffen (Pestizide, synthetisch hergestellte Düngemittel, etc.) auskommen, mit Hilfe der Ermittlung der externen Umweltkosten nicht vollständig abgebildet werden kann. Wenn wichtige Umweltwirkungen nicht oder nur teilweise quantifiziert und monetarisiert werden können, sind zumindest ergänzende Verbalinformationen zu diesen Wirkungen notwendig. (vergleiche hierzu Teufel et al. 2020).

In diesem Sinne wäre eine Verbraucherkommunikation von Milch aus „umweltfreundlicheren" Betriebssystemen, um Informationen über deren Vorteilhaftigkeit zum Schutz der Biodiversität und den Schutz von Ökosystemleistungen zu ergänzen. Ein gutes Beispiel für diese Art von Kommunikation ist eine Broschüre des Umweltbundesamtes zum Thema „Papier". Hier werden neben den quantifizierbaren Umweltauswirkungen von Papier auf Frischfaserbasis außerdem anschaulich die Auswirkungen des Verbrauchs von Frischfaser-Papier auf die Biodiversität erläutert: *„Wer ärgert sich nicht, wenn Papier gedankenlos verschwendet wird? Wenn beim Aufschlagen der Zeitung Werbebeilagen herauspurzeln, die auf schnellstem Weg im Altpapier landen? Zugegeben, es gibt kurzlebige Papierprodukte wie Küchenrollen und Papierservietten, die den Alltag bequem machen. Doch in den Ländern, aus denen das Holz dafür stammt, werden teilweise noch immer Urwälder eingeschlagen. Menschen, Tiere und Pflanzen verlieren unwiederbringlich ihren Lebensraum. […] Wälder sind faszinierende, höchst komplexe Ökosysteme, die über lange Zeiträume entstanden sind. Sie stabilisieren das Erdklima, binden CO_2 und setzen Sauerstoff frei, filtern Schadstoffe aus der Luft und regulieren den Wasserhaushalt. Etwa zwei Drittel aller Tier- und Pflanzenarten leben im Wald. Besonders groß ist die Artendichte im tropischen Regenwald. Dank der starken Sonneneinstrahlung, der konstant hohen Temperaturen und der großen Regenmengen gedeiht hier die üppigste Vegetation der Erde. Die Baumschicht ist reich gegliedert und vielfältig. […] Fast ein Viertel seines Zellstoffs bezieht Deutschland aus Brasilien. Auch andere Regionen Südamerikas werden als Exporteure immer bedeutender, z. B. Uruguay und Chile. Diese Länder haben einen Großteil ihrer Naturwälder längst verloren. Und die Zerstörung schreitet weiter voran. In Brasilien legen die Zellstoffkonzerne neue Holzplantagen vor allem auf landwirtschaftlichen Flächen an, welche die Bevölkerung zum Anbau von Grundnahrungsmitteln benötigt. Die Menschen werden in andere Gebiete verdrängt, wo sie vielfach Urwaldbestände roden, um neue Flächen für die Lebensmittelproduktion zu gewinnen. Die riesigen Eukalyptus-Monokulturen, von den Einheimischen «grüne Wüsten» genannt, breiten sich rasch aus, um die Nachfrage der Papierindustrie zu stillen. […] Fast die Hälfte des industriell genutzten Holzes, landet in Papierprodukten. Schätzungsweise 20 % davon stammen aus Urwäldern. Fast 1,5 Kilo Holz würden wir hierzulande (in Deutschland) im Durchschnitt jeden Tag in Papiergestalt verbrauchen, wenn dieses ausschließlich aus frischen*

Fasern (Primärfasern) hergestellt wäre. Dank eines durchschnittlichen Altpapieranteils von 50 % halbiert sich die Menge. Es sind aber immer noch rund 750 Gramm Holz täglich für jeden von uns"[55].

9.2 Empfehlungen für die Politik bzw. Politikberatungsbehörden im Bereich Landwirtschaft

In Richtung Landwirtschaft können die Ergebnisse genutzt werden, um aufzuzeigen mit welchen Umweltvorteilen und welche Umweltnachteilen bestimmte Betriebssysteme in der Milchproduktion verbunden sind. Die Ergebnisse können Forderungen stützen, umweltvorteilhaftere Systeme stärker zu unterstützen.

Außerdem untermauern die Ergebnisse die Vorzüge mit denen „Weidemilch" und „Weidemilch-Produkte" derzeit im Handel beworben werden. Die Kommunikation könnte basierend auf den Ergebnissen der Studie ergänzt werden.

Die wichtigsten Stellschrauben zur Verbesserung der Umweltauswirkungen von Milchproduktionssystemen finden sich in der Fütterung. Dies betrifft vor allem den Anteil des Milchleistungsfutters an der Gesamtfutterration, die Zusammensetzung des Kraftfutters als auch die Zusammensetzung des Grundfutters. So ist folgendes festzuhalten:

- Je weniger Milchleistungsfutter eingesetzt wird, desto günstiger wirkt sich dies auf die Umweltbilanz der produzierten Milch aus. Die Menge und die Zusammensetzung des eingesetzten Milchleistungsfutters hat einen großen Einfluss auf die Höhe der Umweltbelastungspotenziale der untersuchten Wirkungskategorien.
- Der Einsatz von einheimische Futterleguminosen, wie z.B. Ackerbohnen, statt aus Übersee importierter Soja bringt potenzielle Umweltverbesserungen in den untersuchten Wirkungskategorien mit sich.
- Durch eine Erhöhung des grünlandbasierten Anteils im Grundfutter können Umweltentlastungeffekte erzielt und die Umweltkosten gesenkt werden. Dies kann durch Weidegang und / oder eine Erhöhung des Anteils an Grassilage und Heu im Grundfutter erfolgen.

Wie oben erläutert, konnten die Auswirkungen auf die Biodiversität und auf Ökosystemleistungen der verschiedenen Betriebsmodelle aufgrund der fehlenden Datengrundlage nicht quantitativ erfasst werden. **Allerdings können die gewonnen Ergebnisse um eine qualitative Beurteilung der Zusammenhänge der untersuchten Betriebsmodelle und des Schutzgutes „Biodiversität und Ökosystemleistungen" ergänzt werden.**

So ist eine Erhöhung des grünlandbasierten Futteranteils mit positiven Auswirkungen auf den Biodiversitätsschutz und den Schutz von Ökosystemleistungen (wie beispielsweise dem Hochwasserschutz und der Bodenfruchtbarkeit) verbunden.

Gemäß dem Grünlandreport des Bundesamtes für Naturschutz besitzt Grünland einen *„herausragenden Wert für die biologische Vielfalt, als Erholungsraum für die Bevölkerung sowie für verschiedenste Naturschutz- und Umweltaspekte. Der Erhalt des bestehenden Grünlandes im gesamten Bundesgebiet ist bedroht* (BfN 2014)."

[55] https://www.blauer-engel.de/sites/default/files/sidebar/downloads/broschuere-papier-wald-klima.pdf, zuletzt ab-gerufen am 16.08.2020

Ausführlich geht der Grünlandreport auf die Bedeutung des Grünlands für

- den Erhalt der biologischen Vielfalt,
- den Klimaschutz,
- den Auen- und Hochwasserschutz
- den Bodenschutz und
- für das Landschaftsbild und die Erholung ein.

Der Erhalt des bestehenden Grünlandes ist im gesamten Bundesgebiet bedroht (vgl. Pabst et al. 2017, BfN 2014; Schramek et al. 2012). Laut (Schoof et al. 2019) offenbaren die für Deutschland vorhandenen Monitoringdaten trotz des Umbruchverbots von „umweltsensiblen" Grünland „*sowohl bei den Grünland-Lebensraumtypen als auch bei den Grünland-Arten weiterhin erhebliche Missstände. Die Rote Liste der Biotoptypen Deutschlands (Stand 2017) attestiert nur 10 % der Grünland-Biotoptypen aktuell kein Verlustrisiko. Die Schutzentitäten des Grünlands haben im Vergleich zu denen anderer Landnutzungssysteme einen überproportional ungünstigen Zustand*." Um den jetzigen Dauergrünlandanteil auf Bundesebene zu sichern und unnötige Grünlandumbrüche zu verhindern, darf es laut Schoof et al. (2019) auch keine Bagatellgrenze für Umbrüche mehr geben. Außerdem muss die 5-Jahres-Regelung („Pflugregel") durch eine Stichtagsregelung ersetzt werden. Der Stichtag muss so gewählt sein, dass er kurz vor Inkrafttreten der neuen Verordnung liegt und zukünftig nicht wieder verschoben wird. Auf Grund der 5-Jahres-Regelung werden schätzungsweise jährlich mehrere tausend Hektar potenzielles Dauergrünland umgepflügt, um den Ackerstatus der betroffenen Fläche zu erhalten. Die Einführung einer Stichtagsregelung würde bestehendes Grünland dauerhaft schützen und damit ökologischen Mehrwert schaffen. (Schoof et al. 2019)

Gemäß einem Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz zu den Handlungserfordernissen zur Ausgestaltung des nationalen GAP-Strategieplans mit Blick auf die Förderperiode bis 2027[56] sind die aktuellen Beschlüsse auf EU Ebene zur GAP-Reform nicht ausreichend, um dem Verlust der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft spürbar entgegen zu wirken. Mit Blick auf Dauergrünland wird in dem Positionspapier ein Stopp des Verlustes an Dauergrünland gefordert. Eine Umwandlung in eine andere Nutzungsart soll genehmigungspflichtig werden, ohne hierfür eine Mindestgröße anzusetzen. Ebenso wird die Einführung eines generellen Umwandlungsverbotes von Dauergrünland in allen Natura-2000 Gebieten, für Flächen auf organischen Böden sowie andere Grünlandstandorte mit hohem Wert für den Naturschutz gefordert. Gemäß dem Papier ist die Dauergrünlanddefinition so anzupassen, dass auch extensiv genutzte Weideflächen effektiv geschützt und gefördert werden können. Außerdem wird u.a. gemäß den oben dargestellten Ausführungen gefordert, dass die 5-Jahres-Regelung durch eine Stichtagsregelung ersetzt wird. (Selig 2021)

Neben einem allgemeinen Rückgang muss allerdings ergänzt werden, dass sich auch der in Bezug auf die Biodiversität auch der qualitative Zustand des Grünlands in Deutschland verschlechtert hat bzw. sich stetig verschlechtert. Statistische Daten und Monitoringstudien zeigen, dass die entsprechenden Biotoptypen von artenreichem Grünland in Deutschland in den letzten

[56] *„Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) setzt die wichtigsten inhaltlichen und finanziellen Rahmenbedingungen für die Landbewirtschaftung und somit auch für die Sicherung und Entwicklung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft. […] Eine an die Förderperiode 2014–2020 unmittelbar anschließende neue Förderperiode konnte in Brüssel nicht erreicht werden. Daher werden auf Grundlage einer Übergangsverordnung die bestehenden Regelungen bis 31. Dezember 2022 verlängert. Frühestens dann wird die bis 2027 gültige neue GAP in Kraft treten können, wobei für die Anliegen des Natur- und Umweltschutzes die neue Strategieplan-Verordnung (StratPlan-VO) der GAP zentral sein wird.*" (Selig 2021)

Jahrzehnten zugunsten artenärmerer Nutzungen wie Intensivgrünland, Fettwiesen und Ackerfläche deutlich zurückgegangen sind (Schumacher 2014). Insgesamt wurde die diesbezügliche Zielsetzung in der Nationalen Strategie für biologische Vielfalt der Bundesregierung - *„bis 2015 nimmt der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope (hochwertiges Grünland, Streuobstwiesen) um mindestens zehn Prozent gegenüber 2005 zu“* (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2007) – deutlich verfehlt, wie der Rechenschaftsbericht von 2017 zeigt: *„Mit Ausnahme der flächenmäßig vergleichsweise kleinen alpinen Region ist in Deutschland kein einziger durch die FFH-Richtlinie geschützter Grünlandtyp in einem günstigen Erhaltungszustand, der Zustand extensiver Wiesen hat sich sogar gegenüber dem letzten FFH-Bericht verschlechtert. Insgesamt hat die Grünlandfläche in Deutschland von 2003 bis 2014 um insgesamt circa 271.163 Hektar, das heißt um etwa 5,4 Prozent abgenommen.“* (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) 2018)

Auch der Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt zeigt, dass Deutschland seine Schutzziele mit Blick auf seine Verpflichtung zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in den Agrarlebensräumen und so auch im Grünland verfehlt hat. (Bundesregierung 2020)

Vom Rückgang des Dauergrünlands war vor allem artenreiches Grünland betroffen. Neben Verlusten durch Siedlungs- und Verkehrsflächen wurde insbesondere ertragsschwaches Grünland aufgeforstet oder der Sukzession überlassen, während es bei Gunststandorten zu einer Nutzungsintensivierung oder zum Umbruch für artenärmere Ackerbauflächen kam. Hier spielt vor allem auch die in den letzten Jahrzehnten erfolgte Leistungssteigerung bei Milchkühen eine Rolle. Diese führte gleichzeitig zu einem höheren Anspruch an die Futterqualität (Energieinhalt) und ging einher mit einer Nutzungsintensivierung (z.B. vermehrte Düngung und Steigerung der Anzahl der Schnitte bei Grünland, respektive Umbruch und Anbau von Mais zur Verfütterung als Maissilage) (z.B. Gerowitt et al. 2013; Wätzold et al. 2015; Seither et al. 2018; Isselstein et al. 2015). Gleichzeitig nahmen die Tierbestandsgrößen an Gunststandorten zu.

Hingegen nehmen beispielsweise in Baden-Württemberg, mit einem verhältnismäßig hohen Anteil an Ungunst-Regionen, wie dem Schwarzwald, die Anzahl an Rindern und Milchkühen sowie die Anzahl der Milchviehbetriebe stetig ab und damit auch die als Grünland bewirtschaftete Fläche. Seit 1991 ging hier die Zahl der Rinder um gut 34 % und die der Milchkühe um gut 36 % zurück. Die Anzahl an Milchviehbetrieben ist im selben Zeitraum um über zwei Drittel auf 12.700 zurückgegangen (Herrmann et al. 2011).

Eine Förderung von Milchproduktionssystemen, die auf einem hohen grasbasierten Anteil im Grobfutter **(idealerweise unter Einbezug von extensiv genutztem, artenreichen Grünlandtypen)** und einem geringen Milchfutteranteil basieren, ist also mit vielfältigen positiven Umwelteffekten verbunden.

Auch der Austausch von Soja-Komponenten aus Übersee mit heimischen Leguminosen birgt neben dem in dieser Studie bilanzierten Umweltentlastungspotenzialen (vor allem in den Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial und Flächeninanspruchnahme; vergleiche Abschnitt 5.4.2) ein deutliches Optimierungspotenzial für den Biodiversitätsschutz und den Schutz von Ökosystemleistungen. (Kliem et al. 2019) zeigen, basierend auf der Auswertung von statistischen Daten, die Ausmaße und Herkunftsländer der Sojaimporte nach Deutschland und die damit verbundene Auswirkungen auf aus Biodiversitäts- und Klimasicht-Gesichtspunkten wertvollen Ökosystemen auf.

Jährlich werden 5,8 Millionen Tonnen Soja nach Deutschland importiert. Soja ist damit mengenmäßig der bedeutendste Agrarimport von außerhalb der EU nach Deutschland. 80 % des impor-

tierten Sojas geht in die Futtermittelindustrie, davon 21 % in die Rinderproduktion. Der überwiegende Anteil des Sojas kommt aus Brasilien (41 %), den USA (33 %) und Argentinien (7 %). Von 2007 bis 2017 hat sich die globale Anbaufläche um 37 % zugenommen. Mehr als 2 Mio ha Land werden benötigt, um den deutschen Bedarf an Soja zu produzieren. Das entspricht ungefähr der Hälfte der Größe der Schweiz. (Kliem et al. 2019)

Folgende Umweltauswirkungen gehen mit dem Soja-Anbau einher:

- massive Landnutzungsänderungen in der Amazonas-Region, eine der Regionen, die als Hot spot der Biodiversität angesehen werden, und die durch die Zerstörung von Wald mit dem Ausstoß von Treibhausgasen verbunden sind,
- Verlust an Biodiversität und Ausstoß von Treibhausgasen durch Umwandlung von Grasland (Prärieflächen in den USA und Savannen in Argentinien) in Ackerflächen,
- Verlust an Biodiversität (u.a. durch Schadstoffemissionen in angrenzende Grund- und Oberflächengewässer) durch den Anbau von GVO-Sorten und den mit ihnen verbundenen Einsatz an Glyphosat und anderen Insektiziden (u.a. Neonicotinoide) und
- Verlust der Bodenfruchtbarkeit durch den Anbau in Monokulturen (Kliem et al. 2019).

9.3 Forschungs- und methodischer Weiterentwicklungsbedarf

Die Studie hat gezeigt, dass sich bei der Erstellung von Ökobilanzen von Milchprodukten schwierige Abgrenzungs- und Allokationsfragen ergeben. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Ökobilanzen (und darauf aufbauend der Monetarisierung externer Kosten) zu ermöglichen, müsste – sowohl für das Vorgehen bei der Ermittlung der erforderlichen Ökobilanzdaten als auch bei der Monetarisierung – ein entsprechendes Regelwerk zum methodischen Vorgehen (Prozesse, Datengrundlagen) erarbeitet werden, das durch den Einbezug aller relevanten Stakeholder auch eine entsprechende Legitimation erhalten müsste.

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Studie, können für die Wissenschaft bzw. wissenschaftliche Akteure außerdem folgende weitere Empfehlungen gegeben werden. Es besteht weiterer Forschungsbedarf sowohl bei der Weiterentwicklung von Methoden zur Bilanzierung verschiedener Wirkungskategorien (u.a. toxizitätsbezogene Wirkungskategorien, Biodiversität) als auch bei der Monetarisierung einer Reihe von Umweltwirkungen, bei denen bisher keine oder nur eine unvollständige oder noch wenig etablierte Berechnungsmethodik besteht. Zu diesen Umweltwirkungen gehören vor allem die Beeinträchtigung von Ökosystemen (z.B. durch Emission toxischer Stoffe, Landumnutzung von hochwertigen Ökosystemen, insb. im Ausland) und der Ressourcenverbrauch (inkl. Umweltbeeinträchtigungen beim Rohstoffabbau).

10 Quellenverzeichnis

ADR (2017): ADR-Jahresbericht 2017 "Rinderproduktion in Deutschland 2016". Hg. v. Arbeitsgemeinschaft Deutscher Rinderzüchter e.V. Bonn. Online verfügbar unter https://www.rind-schwein.de/brs-news/adr-jahresbericht-2017-1.html, zuletzt geprüft am 24.05.2019.

Arbeitsgruppe BEK (2016): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. Handbuch. Unter Mitarbeit von Mathias Effenberger, Katja Gödeke, Sven Grebe, Haenel, Hans-Dieter, Anja Hansen et al. Hg. v. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL). Darmstadt. Online verfügbar unter https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Allgemeines/Download/BEK/Handbuch.pdf, zuletzt geprüft am 23.05.2019.

BfN (Hg.) (2014): Grünland-Report. Alles im Grünen Bereich? Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei.pdf, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Blank, Britta; Schaub, Dagmar; Paulsen, Hans Marten; Rahman, Gerold (2012): Herd parameters in organic and conventional dairy farms and their role in greenhouse gas emissions from milk production, zuletzt geprüft am 13.06.2019.

Boulay, Anne-Marie; Bare, Jane; Benini, Lorenzo; Berger, Markus; Lathuillière, Michael J.; Manzardo, Alessandro et al. (2018): The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints. Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23 (2), S. 368–378. DOI: 10.1007/s11367-017-1333-8.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2019): Deutschland, wie es isst. Der BMEL-Ernährungsreport 2019. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Ernaehrungsreport2019.pdf;jsessionid=BD85D4069F1B3460FC9632DB38F21CC7.live922?__blob=publicationFile&v=4, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2018): Biologische Vielfalt in Deutschland. Rechenschaftsbericht 2017. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/biologische_vielfalt_bf.pdf, zuletzt geprüft am 20.02.2020.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/biologischevielfalt/Dokumente/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf, zuletzt geprüft am 20.02.2020.

Bundesregierung (Hg.) (2020): Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nbs_indikatorenbericht_2019_bf.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

Bundesverband Rind und Schwein e.V. (2018): Rinderproduktion in Deutschland. Ausgabe 2018. Hg. v. Bundesverband Rind und Schwein e.V.

Colomb, Vincent; Ait Amar, Samy; Mens, Claudine Basset; Gac, Armelle; Gaillard, Gérard; Koch, Peter et al. (2015): AGRIBALYSE ®, the French LCI Database for agricultural products. High quality data for producers and environmental labelling. In: *OCL* 22 (1), D104. DOI: 10.1051/ocl/20140047.

Deimel, I.; Franz, A.; Frentrup, M.; Meyer von, M.: Spiller, A., Theuvsen, L. (2010): Perspektiven für ein Europäisches Tierschutzlabel. Hg. v. Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen. Online verfügbar unter https://www.uni-goettingen.de/de/document/download/ed8b4cd2c4539e79aa54e103636991a7.pdf/Endbericht_6%201%20_Kurzfassung%20extern.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

Dentler, Juliane; Kiefer, Lukas; Hummler, Theresa; Bahrs, Enno; Elsäßer, Martin (2020): Wie nachhaltig und konkurrenzfähig ist die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Mittelgebirgslagen Süddeutschlands? Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge / Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge. DOI: 10.12767/BUEL.V98I1.264.

destatis (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung - Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (Fachserie 3, Heft 6).

destatis (2018): Viehbestand. Land und Forstwirtschaft, Fischerei. Hg. v. Statistisches Bundesamt (Fachserie 3, Reihe 4.1). Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Tiere-Tierische-Erzeugung/Publikationen/Downloads-Tiere-und-tierische-Erzeugung/viehbestand-2030410185324.pdf?__blob=publicationFile&v=5.

destatis (2019): Wachstum und Ernte Feldfrüchte. Land und Forstwirtschaft, Fischerei, August-September 2019. Hg. v. Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (Fachserie 3, Reihe 3.2.1). Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Publikationen/Downloads-Feldfruechte/feldfruechte-august-september-2030321192094.pdf?__blob=publicationFile.

Dethlefsen, Anna; Duda, Jürgen; Haberland Pimentel, Anne; Hartwig, Sonja; Jungwirth, Josef; Müller, Gudrun et al. (2016): Milchleistungsprüfung in Bayern 2016: Jahresbericht. LKV-Leistungsprüfung und LKV-Beratungsgesellschaft mbH in der Milchviehhaltung in Bayern 2016. Hg. v. Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV). München. Online verfügbar unter http://www.lkv.bayern.de/lkv/medien/Jahresberichte/mlp_jahresbericht2016.pdf, zuletzt geprüft am zuletzt geprüft am 17.07.2019.

Döhler, H.; U. Dämmgen; B. Eurich-Menden; B. Osterburg; M. Lüttich; W. Berg et al. (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 05/02. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernaehrung, Umweltbundesamt.

Enneking, U. (2019): Kaufbereitschaft bei verpackten Schweinefleischprodukten im Lebensmitteleinzelhandel. – Realexperiment und Kassenzonen-Befragung –. Unter Mitarbeit von A. Dauermann, R. KLeine-Kalmer und R. Voigt. Hg. v. Hochschule Osnabrück. Online verfügbar unter https://www.hs-osnabrueck.de/fileadmin/HSOS/Homepages/Personalhomepages/Personalhomepages-AuL/Enneking/Tierwohlstudie-HS-Osnabrueck_Teil-Realdaten_17-Jan-2019.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

EU-KOMMISSION (2007): EG-Öko-Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:189:0001:0023:DE:PDF, zuletzt geprüft am 24.07.2018.

EU-KOMMISSION (2008): Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R0889&from=DE, zuletzt geprüft am 24.07.2018.

Fehrenbach, Horst; Grahl, Brigit; Giegrich, Jürgen; Busch, Mirjam (2015): Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. In: *Int J Life Cycle Assess,* zuletzt geprüft am 14.02.2020.

Flysjö, Anna; Cederberg, Christel; Henriksson, Maria; Ledgard, Stewart (2012): The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and

carbon footprint studies of milk. In: *Journal of Cleaner Production* 28, S. 134–142. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.11.046.

Frey, Ulrich J.; Pirscher, Frauke (2018): Willingness to pay and moral stance: The case of farm animal welfare in Germany. In: *PloS one* 13 (8), e0202193. DOI: 10.1371/journal.pone.0202193.

Frischknecht, Rolf; Jungbluth, Niels (2007): Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.0 (2007). Unter Mitarbeit von Hans-Jörg Althaus, Christian Bauer, Gabor Doka, Roberto Dones, Roland Hischier, Hellweg et al. Hg. v. ecoinvent centre. Dübendorf (ecoinvent report, 3). Online verfügbar unter https://www.ecoinvent.org/files/201007_hischier_weidema_implementation_of_lcia_methods.pdf, zuletzt geprüft am 24.07.2018.

Gerowitt, B.; Schröder, S.; Dempfle, L; Engels, E.-M.; Johannes Engels, J.; Feindt, P.-H. et al. (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV. Bonn. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/StellungnahmeBiodivGruenland.pdf;jsessionid=697D4F308AC1E9C0CBD60FF69EE784B8.1_cid385?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Goy, D.; Häni, J.-P.; Wechsler, D.; Jakob, E. (2005): Die Bedeutung des Kaseingehaltes von Käsereimilch. Diskussionsgruppen Gruyère. Eidgenössische Forschungsanstalt für Nutztiere und Milchwirtschaft (ALP). Bern (ALP forum, 27d).

Grandl, Florian; Hartwig-Kuhn, Sonja; Heiligmann, Herbert; Jungwirth, Josef; Kammer, Martin; Mül-ler, Gudrun et al. (2018): Milchleistungsprüfung in Bayern 2018: Jahresbericht. Leistungsprüfung und Beratung in der Milchviehhaltung in Bayern 2018. Hg. v. Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV). München. Online verfügbar unter http://www.lkv.bayern.de/lkv/medien/Jahresberichte/mlp_jahresbericht2018.pdf, zuletzt geprüft am zuletzt geprüft am 17.07.2019.

Haenel, Hans-Dieter; Rösemann, Claus; Dämmgen, Ulrich; Döring, Ulrike; Wulf, Sebastian; Eurich-Menden, Brigitte et al. (2018): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2016. Report on methods and data (RMD) submission 2018 = Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2016 ; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2018. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen Report, 57). Online verfügbar unter http://hdl.handle.net/10419/176574.

Heise, Heinke; Theuvsen, Ludwig (2017): Die Mehrzahlungsbereitschaft für Milch, Eier und Fleisch aus Tierwohlprogrammen: Eine repräsentative Verbraucherbefragung. In: *J Consum Prot Food Saf* 12 (2), S. 105–113. DOI: 10.1007/s00003-016-1062-0.

Herrmann, Katja; Elsäßer, Martin; Jilg, Thomas (2011): Nachhaltige Milchproduktion in Baden-Württemberg. eine regionale Bewertung. im Rahmen des Projektes DAIRYMAN, Arbeitspaket 1, Action 1. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild, Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW). Aulendorf. Online verfügbar unter www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw/Dairyman%20Endversion%20Bericht%20Nachhaltige%20Milchproduktion%20in%20Baden-W%C3%BCrttemberg.pdf?attachment=true, zuletzt geprüft am 20.02.2020.

Huijbregts et. al (2016): ReCiPe 2016. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. RIVM.

Hülsbergen, Kurt-Jürgen (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 8. Hg. v. Gerold Rahmann.

Johann Heinrich von Thünen Institut. Braunschweig. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_08.pdf.

International Dairy Federation (IDF) (2015): Carbon Footprint. A common carbon footprint approach for the dairy sector: The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. Hg. v. International Dairy Federation (IDF). Brussels (Bulletin of the International Dairy Foundation, 479/2015). Online verfügbar unter https://www.fil-idf.org/idf-standing-committee-environment/life-cycle-assessment/carbon-footprint/, zuletzt geprüft am 24.05.2019.

IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Hg. v. T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, et al. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Online verfügbar unter http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 24.07.2018.

Isselstein, J.; Michaelis, T.; Bellof, G. (2015): Fachforum Grünland. Grünland innovativ nutzen und Ressourcen schützen. Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz. Braunschweig: dafa Deutsche Agrarforschungsallianz.

Kliem, Lea; Pentzien, Jonas; Baldauf, Marco; Bidjanbeg, Anahita; Fehrenbach, Horst; Auberger, Andreas; Köppen, Susanne (2019): Sustainable Consumption for Biodiversity and Ecosystem Services. Hg. v. Federal Agency for Nature Conservation (BfN). Institute for Ecological Economy Research (IÖW); Institute for Energy and Environmental Research (ifeu). Bonn. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/internationalernaturschutz/Dokumente/Sustainable_Consumption_Biodiversity_bf.pdf, zuletzt geprüft am 04.05.2020.

Knoop von, K. (2014): Ethische Grundlagen und gesellschaftliche Perspektiven einer artgerechteren landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Dissertation. Online verfügbar unter https://d-nb.info/1071713566/34, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

KTBL (2018): Betriebsplanung Landwirtschaft 2018/19. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. 26. Auflage.

LfL Bayern (2018): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Schafe und Ziegen. 43. Aufl. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Online verfügbar unter https://www.lfl.bayern.de/ite/index.php.

Markova-Nenova, Nonka; Wätzold, Frank (2018): Fair to the cow or fair to the farmer? The preferences of conventional milk buyers for ethical attributes of milk. In: *Land Use Policy* 79, S. 223–239. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.07.045.

Müller, Gudrun; Rieder, Johanna; Sauermann, Victoria; Sprengel, Dorette; Vogl, Elisabeth; Zeller, Klaus (2017): Milchleistungsprüfung in Bayern 2017: Jahresbericht. LKV-Leistungsprüfung und LKV-Beratungsgesellschaft mbH in der Milchviehhaltung in Bayern 2017. Ergebnisse und Auswertungen. Hg. v. Landeskuratorium der Erzeugerringe für tierische Veredelung in Bayern e.V. (LKV). München. Online verfügbar unter http://www.lkv.bayern.de/lkv/medien/Jahresberichte/mlp_jahresbericht2017.pdf, zuletzt geprüft am zuletzt geprüft am 17.07.2019.

Nocella, Giuseppe; Hubbard, Lionel; Scarpa, Riccardo (2010): Farm Animal Welfare, Consumer Willingness to Pay, and Trust: Results of a Cross-National Survey. In: *Applied Economic Perspectives and Policy* 32 (2), S. 275–297. DOI: 10.1093/aepp/ppp009.

Notarnicola, B.; Sala, S.; Anton, A.; McLaren, S. J.; Saouter, E.; Sonesson, U. (2017): The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. Online verfügbar unter https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261630748X?via%3Dihub, zuletzt geprüft am 21.05.2019.

Pabst, H.; Schramek, J.; Nitsch, H.; Trukenmüller, A. (2017): Rettet die Wiesen. Kurzstudie zur Situation des Grünlands in Deutschland. Im Auftrag von Deutsche Wildtierstiftung. Hg. v. Institut für Ländliche Strukturforschung (IfLS). Frankfurt am Main. Online verfügbar unter https://www.ifls.de/fileadmin/user_upload/Downloads/Buchpublikationen/DE/Gruenlandstudie-Wildtierstiftung_2017-09-27_final.pdf, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Pirsich, W. (2017): Tierwohl in der Fleischbranche Label – Verbrauchereinstellungen – Vermarktungswege. Dissertation. Hg. v. Georg-August-Universität Göttingen. Online verfügbar unter https://ediss.uni-goettingen.de/bitstream/handle/11858/00-1735-0000-0023-3F37-D/Dissertation_Pirsich_2017.pdf?sequence=1, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

PwC (2017): Konsumentenbefragung: 2017 www.pwc.de Bio vs. konventionell – Was kaufen Konsumenten zu welchem Preis? Hg. v. Bundesvereinigung der Deutschen Ernährung (BVE). Düsseldorf. Online verfügbar unter https://www.bve-online.de/download/pwc-bve-konsumentenbefragung-bio-2017, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

Quantis Switzerland (2018): Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for Dairy Products. Updated DRAFT for public consultation, July 28, 2016. Version 1.0. Unter Mitarbeit von Xavier Bengoa, Carole Dubois und Sebastien Humbert. Hg. v. The European Dairy Association (EDA). Brussels. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR-DairyProducts_2018-04-25_V1.pdf_consultation.pdf, zuletzt geprüft am 24.07.2019.

Sanders, Jürn; Heß, Jürgen (Hg.) (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen-Report, 65).

Schindler, Matthias (2019): Richtwert -Deckunsgbeiträge 2018.

Schleyer, A.; Lorleberg, W.; Mergenthaler, M. (2013): Steigerung der landwirtschaftlichen Wertschöpfung durch Produkte aus Weidehaltungssystemen. Hg. v. Fachhochschule Südwestfalen. Soest.

Schoof, N.; Luick, R.; Ackermann, A.; Baum, S.; Böhner, H.; Röder, N. et al. (2019): Auswirkungen der neuen Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die Grünland-bezogene Biodiversität. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (BfN-Skript 540). Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript540_2_Aufl.pdf.

Schramek, J.; Osterburg, B.; Kasperczyk, N.; Nitsch, H.; Wolff, A.; Weis, M.; Hülemeyer, K. (2012): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bonn: Bundesamt für Naturschutz BfN (BfN-Skripten, 323). Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript_323.pdf, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Schumacher, W. (2014): Biodiversität extensiv genutzter Grasländer und ihre Erhaltung durch Integration in landwirtschaftliche Betriebe. Erfahrungen und Ergebnisse 1985-2012. Hg. v. BLE. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Online verfügbar unter https://www.rheinische-kulturlandschaft.de/wp-content/uploads/2016/12/schriftenreihe_BLE_band_34_web-1_2_.pdf, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Seither, M.; Engel, S.; King, K.; Elsäßer, M. (2018): FFH-Mähwiesen. Grundlagen-Bewirtschaftung-Wiederherstellung. Hg. v. LAZBW. Aulendorf. Online verfügbar unter www.lazbw.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_gl/Extensivgr%C3%BCnland/Ver%C3%B6ffentlichungen/FFH/2018_GL_lazbw_FFH_M%C3%A4hwiesen_Grundlagen.pdf?attachment=true, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Selig, C. (2021): Handlungserfordernisse zur Ausgestaltung des nationalen GAP-Strategieplans. Ein Positionspapier des BfN. Unter Mitarbeit von J. Grundlach, Decken, H. von der, M. Klein und B. Jessel. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/20210108_Positionspapier_GAP2023.pdf.

Spiekers, Hubert; Nußbaum, Hansjörg; Potthast, Volker (2009): Erfolgreiche Milchviehfütterung. 5., erw. und aktualisiert Aufl. Frankfurt am Main: DLG-Verl.

TA Luft (2002): TA Luft: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft-vom 24. Juli 2002. In: *Gemeinsamen Ministerialblatt (GMBl)* (25), S. 511–605.

Teufel, J.; Brohmann, B.; Gensch, C.-G.; Pries, R.; Rüdenauer, I.; Sutter, D. et al. (2020): Umweltkosten von Konsumgütern als Ansatzpunkt zur Verbesserung marktlicher und nicht-marktlicher Verbraucherinformationen („Zweites Preisschild“). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA) (UBA-Texte 187/2020). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltkosten-von-konsumguetern-als-ansatzpunkt-zur.

DIN EN ISO 14044:2018-05, 2018: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018, zuletzt geprüft am 24.05.2019.

DIN EN ISO 14040:2006, 2009: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006.

DIN EN ISO 14040:2009-11, 11-2009: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006, zuletzt geprüft am 15.06.2021.

VDI-Richtlinie 3894 (2011): VDI-Richtlinie 3894 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen – Haltungsverfahren und Emissionen – Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. Hg. v. Verein Deutscher Ingenieure (VDI).

Vellinga, Th V.; Blonk, H.; Marinussen, M.; van Zeist, W. J.; Starmans, D. A.J. (2013): Methodology used in feedprint. A tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization. Wageningen UR Livestock Research.

Wätzold, Frank; Bahrs, Enno; Feindt, Peter H.; Hamm, Ulrich; Isselstein, Johannes; Schröder, Stefan; Wolters, Volkmar (2015): Perspektiven für das artenreiche Grünland. Alternativen zur Belohnung einer Überschussproduktion bei Milch. Kurzstellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/PerspektivenArtenreichesGruenland.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 20.02.2020.

Weinrich, Ramona; Franz, Annabell; Spiller, Achim (2014): Zahlungsbereitschaftsanalysen in mehrstufigen Labelsystemen. Das Beispiel Tierschutzlabel. Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Band 92, August 2014 / Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Band 92, Heft 2, August 2014. DOI: 10.12767/BUEL.V92I2.45.

Zehetmeier, Monika (2013): A system approach to quantify greenhouse gas emissions and key parameters from dairy cow production as affected by milk yield and breed.

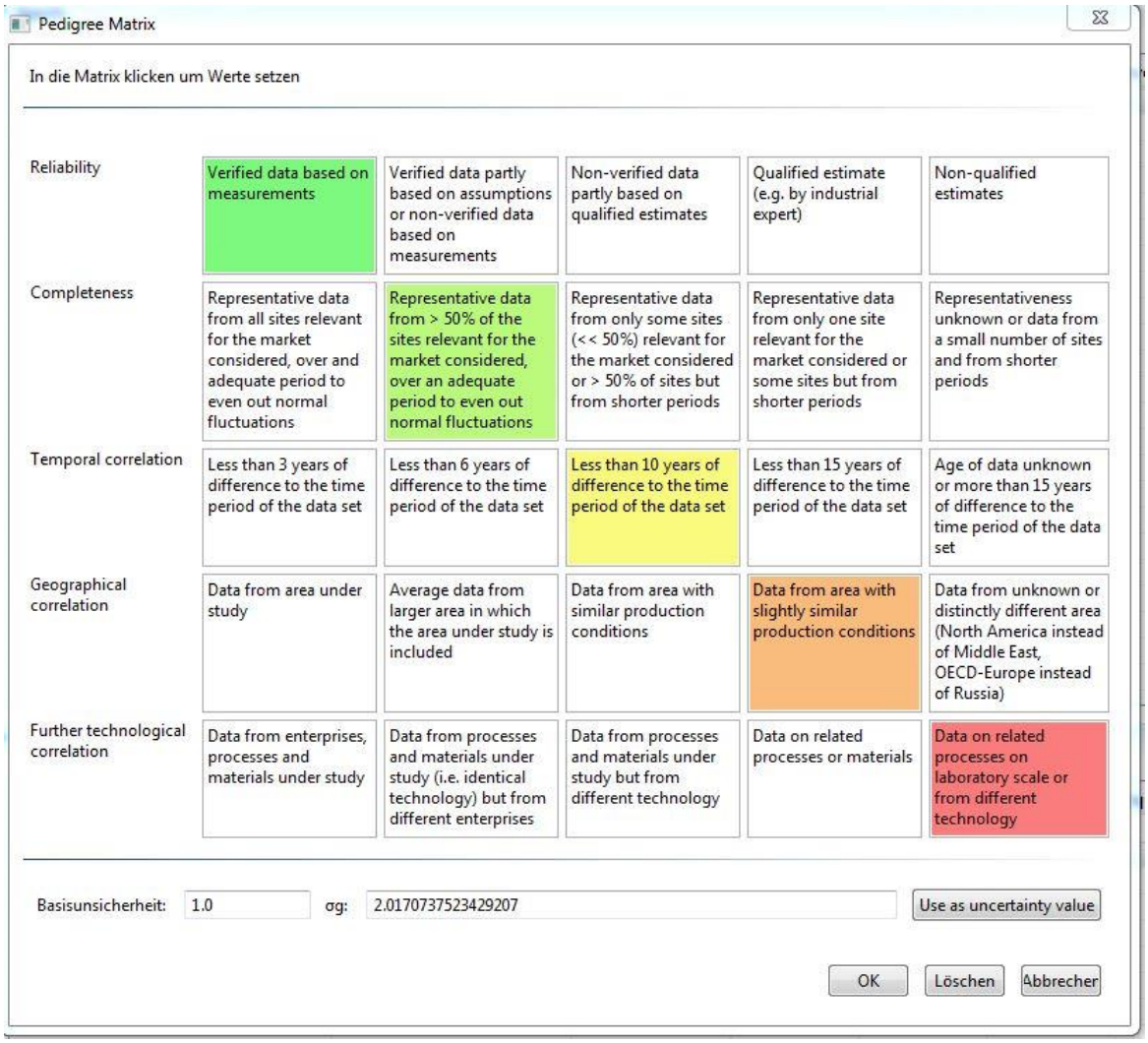
Zühlsdorf, Anke; Spiller, Achim; Gauly, Sarah; Kühl, Sarah (2016): Wie wichtig ist Verbrauchern das Thema Tierschutz? Ein gemeinsames Projekt der Zühlsdorf + Partner Marketingberatung und des Lehrstuhls „Marketing für Lebensmittel und Agrarprodukte“ der Universität Göttingen im Auftrag des Verbraucherzentrale Bundesverbandes e.V. (vzbv). Göttingen.

A Anhang

A.1 Dokumentation der verwendeten Bewertungsmatrix zur Einschätzung der Datenqualität

Für die Bewertung der Datenqualität werden die im Projekt erhobenen Daten entsprechend der für die Datensätze der Datenbank ecoinvent erstellten Pedigree-Matrix bewertet. Diese umfasst für fünf verschiedene Datenqualitätsaspekte (Zuverlässigkeit, Vollständigkeit, zeitliche Korrelation, geografische Korrelation, technologische Korrelation) jeweils 5 verschiedene Qualitätsstufen (vgl. Abbildung 44).

Abbildung 44: Pedigree-Matrix zur Bewertung der Datenqualität im Vorhaben



Quelle: Screenshot aus der Software openLCA, (2019).

Die Bewertung der Datenqualität wurde von den Experten der KTBL für alle im Projekt verwendeten Betriebsmittel, erzeugte Produkte und zusätzlich erforderliche Berechnungsschritte (z.B. Verfahren zur Berechnung spezifischer Emissionsfaktoren) vorgenommen. Einzige Ausnahme sind die Betriebsmitteleinsätze für Pestizide (Herbizide, Fungizide) für die keine Einschätzung zur Qualität der herangezogenen Input-Daten getroffen wurde. Die Ergebnisse der Einschätzung

zur Datenqualität, die mehrere tausend Dateneinträge umfassen sind diesem Bericht als elektronischer Datenanhang beigefügt.

Insgesamt wird die Datenqualität für Betriebsmitteleinsätze mit einem Mittelwert von 1,8 bis 2,4 vergleichsweise gut eingeschätzt. Für die Berechnung der Emissionsfaktoren aus der Verdauung der Tiere und der Emissionen aus dem Stall, dem Wirtschaftsdüngerlager und der Weide, wird die Datenqualität mit einem Mittelwert von 2-2,2 als ebenfalls hinreichend gut eingeschätzt.

Vor dem Hintergrund einer als insgesamt gut eingeschätzten Datenqualität für die im Projekt erhobenen Daten sind die in Abschnitt 3.2.8 und dort in Tabelle 6 formulierten Anforderung an die Datenqualität als geeignet anzusehen, Ziel und Untersuchungsrahmens der vorliegenden Studie zu erfüllen.

A.2 Inhaltsstoffe der verschiedenen Futtermittel und Futtermittelkomponenten

In den im Vorhaben untersuchten Betriebsmodellen werden die in Tabelle 92 bis Tabelle 94 aufgeführten Futtermittel eingesetzt. Die dargestellten Informationen und Daten zu den einzelnen Inhaltsstoffen gehen in die Berechnung der erforderlichen Futtermittelmenge einerseits und in die Berechnung der Emissionen aus der Verdauung und der Ausscheidung der Tiere andererseits ein.

Tabelle 92: Futtermitteltabelle mit Inhaltsstoffen für konventionelles und ökologisches Grundfutter

Futtermittel	Inhaltsstoffe									
	Netto Energie Laktation	Umsetzbar Energie	Trocken-masse	Rohasche	Roh protein	Rohfett	Rohfaser	NfE	Stärke	Zucker
	NEL	ME	TM	XA	XP	XL	XF	XX	XS	XZ
	[MJ/kg TM]	[MJ/kg TM]	[g/kg FM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg TM]
Grundfutter konventionell										
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	5,88	9,91	210	82	130	30	288	470	0	56
Wiesengras 1. Schnitt, Rispen schieben	6,33	10,55	180	92	175	35	240	458	-	100
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	5,97	10,02	350	108	180	40	224	448	0	25
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	5,76	9,73	350	113	161	42	246	438	0	27
Wiesenheu, grasbetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	5,32	9,11	860	80	115	30	282	493	0	110
Maissilage, Ende der Teigreife	6,45	10,7	350	38	82	33	195	652	295	10
Grundfutter ökologisch										
Wiesengras, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, öko	5,88	9,91	210	90	155	31	278	446	0	70
Wiesengras 1. Schnitt, Rispen schieben	6,33	10,55	180	92	175	35	240	458	-	100
Grassilage, kleebetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte, angewelkt	5,84	9,84	350	112	149	40	273	426	0	

Futtermittel	**Inhaltsstoffe**									
Grassilage, kleebetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen, öko	5,82	9,8	350	119	163	40	242	436	0	-
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 1. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	5,89	9,92	350	110	139	44	307	400	0	-
Rotklee-Gras-Gemenge, Silage, 2. Schnitt, in der Blüte, angewelkt	5,36	9,15	350	131	173	42	261	393	0	20
Wiesenheu, kleebetont, 1. Schnitt, vor der Blüte	4,96	8,59	860	83	101	22	330	464	0	-
Mischfutter konventionell										
Milchleistungsfutter 18/III	7,61	12,27	880	90,91	204,55	43,18	104,55	556,81	440,91	37,5
Kälberaufzuchtfutter		11,2	880	90,91	204,55	45,45	102,27	556,82	454,54	50
Milchaustauscher	8,47	13,2	940	85,11	223,4	159,57	1,06	530,86	42,55	452,13
Mischfutter ökologisch										
Milchleistungsfutter 18/IV öko	7,95	12,84	880	75	180	43,18	85,23	592,04	522,73	42,05
Milch										
Vollmilch	12,47	19,31	130	52,96	262	324	0	361,04	0	345

NfE = stickstofffreie Extrakte, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, ff. = folgende

Quelle: ZifoWin, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)

Tabelle 93: Zusammensetzung des Milchleistungsfutters

Futtermittel		Inhaltsstoffe Mischung		Inhaltsstoffe Einzelfuttermittel			
	Anteil an der Ration	Netto Energie Lactation	Rohprotein	Trockenmasse	Netto Energie Lactation	umsetzbar Energie	Rohprotein
	Trockenmasse	NEL	XP	TM	NEL	ME	XP
	%	[MJ/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg FM]	[MJ/kg TM]	[MJ/kg TM]	[g/kg TM]
Milchleistungsfutter konventionell	100	7,98	207,37				
Weizen, Futterweizen	20	1,71	27,50	880	8,53	13,4	137,5
Gerste (4-zeilig)	17,5	1,42	21,88	880	8,14	12,91	125
Körnermais	20	1,68	20,45	880	8,38	13,28	102,27
Melasseschnitzel (22% Zucker)	15	1,14	16,50	907	7,58	12,02	110
Sojaextraktionsschrot (48% Rohprotein)	15	1,32	81,82	880	8,78	13,96	545,45
Rapsextraktionsschrot)	10	0,71	39,22	900	7,13	11,78	392,22
Mineralfutter (20% Ca, 2% P, 5% Na)	2,5						
Milchleistungsfutter ökologisch	100	8,29	215,45				
Erbsen	30	2,56	70,50	880	8,52	13,44	235
Rapskuchen	20	1,58	74,07	910	7,88	12,90	370,33
Rotklee-, Kleegraskobs	5	0,31	9,00	890	6,15	10,23	180,00
Weizen, Futterweizen	45	3,84	61,88	880	8,53	13,4	137,5

FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, Ca = Calcium, P = Phosphor, Na = Natrium

Quellen: ZifoWin, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), persönliche Auskunft Hersteller Futtermittel

Tabelle 94: Zusammensetzung von Milchaustauscher für die Aufzucht von Kälbern aus den Milchproduktionssystemen

Futtermittel		Inhaltsstoffe Mischung		Inhaltsstoffe Einzelfuttermittel			
	Anteil an der Ration	Netto Energie Lactation	Rohprotein	Trockenmasse	Netto Energie Lactation	umsetzbar Energie	Rohprotein
	Trockenmasse	NEL	XP	TM	NEL	ME	XP
	%	[MJ/kg TM]	[g/kg TM]	[g/kg FM]	[MJ/kg TM]	[MJ/kg TM]	[g/kg TM]
Milchaustauscher konventionell	100	7,56	231,26				
Magermilchpulver	50	4,47	182,26	941	8,94	13,89	364,51
Molkenpulver	28	2,44	37,04	960	8,73	13,4	132,29
Molkenpulver teilentzuckert	5	0,37	11,96	952	7,33	11,38	239,5
Milchfett	1	0,18	0,0	999	18,25	28,68	-
Sojaöl (aus gentechnisch veränderten Sojabohnen hergestellt)	0,5	0,10	0,0	999	19,78	30,55	-
Mineralfutter (20% Ca, 2% P, 5% Na)	2,3						

FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, Ca = Calcium, P = Phosphor, Na = Natrium

Quelle: ZifoWin, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), persönliche Auskunft Hersteller Futtermittel

A.3 Futterrationen für die Sensitivitätsanalyse zur Variation der Milchleistung pro Kuh

Tabelle 95 stellt die Futterration für das konventionell_Betriebsmodell ohne Weide in der Region Mittelgebirge bei einer Milchleistung von 10000 kg Milch pro Tierplatz und Jahr dar.

Tabelle 95: Futterration für das Betriebsmodell Mittelgebirge_10000_4

Futtermittel	Täglicher Futterverbrauch je Tier				Energie	Roh-protein
	Trockenmasse		Frischmasse		NEL	
	Netto	Brutto	Netto	Brutto		
	kg/Tier * d				MJ/d	g/d
Milchkühe						
Gesamtration	17,710	18,610	33,526	35,920	120	3146
Grobfutter	7,805	8,590	22,301	24,530	47	1194
Grassilage, grasbetont, 1. Schnitt, Beginn der Blüte	3,128	3,44	8,936	9,83	19	563
Grassilage, grasbetont, 2. Schnitt ff., 4-6 Wochen	3,128	3,44	8,936	9,83	18	504
Maissilage, Ende der Teigreife	1,550	1,71	4,429	4,87	10	127
Mischfutter (Milchleistungsfutter 18/III)	9,543	10,020	10,844	11,390	73	1952
Mineralfutter Rinder	0,36	0,38	0,38	0,40		

NEL = Netto-Energie-Laktation, d = Tag, ff. = folgende

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

A.4 Darstellung zur Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung für unterschiedliche Phasen der Produktion

Tabelle 96: Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung für unterschiedliche Phasen der Produktion

Betriebsmodell	Produktionsrichtung	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/TP*a]	Tierplätze [Stück]	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/Betrieb*a]
UBA_Allgäu_7000_2,7	Milcherzeugung	119,679	40	4787,167
	Jungviehaufzucht	63,013	34	2142,448
	Kälberaufzucht	27,096	12	325,156
UBA_Allgäu_Weide_7000_2,7	Milcherzeugung	126,677	40	5067,072
	Jungviehaufzucht	69,288	34	2355,806
	Kälberaufzucht	27,096	12	325,156
UBA_Allgäu_öko_6000_4,1	Milcherzeugung	125,272	40	5010,879

Betriebsmodell	Produktionsrichtung	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/TP*a]	Tierplätze [Stück]	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/Betrieb*a]
	Jungviehaufzucht	68,378	34	2324,852
	Kälberaufzucht	22,267	12	267,205
UBA_Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	Milcherzeugung	134,574	40	5382,971
	Jungviehaufzucht	67,311	34	2288,559
	Kälberaufzucht	22,267	12	267,205
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	Milcherzeugung	110,383	100	11038,329
	Jungviehaufzucht	59,845	80	4787,572
	Kälberaufzucht	20,002	28	560,060
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	Milcherzeugung	115,901	100	11590,124
	Jungviehaufzucht	65,406	80	5232,450
	Kälberaufzucht	26,033	28	728,926
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	Milcherzeugung	113,014	100	11301,426
	Jungviehaufzucht	65,479	80	5238,322
	Kälberaufzucht	8,733	28	244,521
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	Milcherzeugung	119,812	100	11981,211
	Jungviehaufzucht	63,671	80	5093,657
	Kälberaufzucht	21,402	28	599,260
UBA_Nord_8500_2,7	Milcherzeugung	110,383	120	13245,995
	Jungviehaufzucht	59,845	95	5685,272
	Kälberaufzucht	26,036	33	859,173
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	Milcherzeugung	115,902	120	13908,261
	Jungviehaufzucht	65,406	95	6213,534
	Kälberaufzucht	26,036	33	859,173
UBA_Nord_öko_7000_4,1	Milcherzeugung	113,013	120	13561,501
	Jungviehaufzucht	65,479	95	6220,508
	Kälberaufzucht	21,403	33	706,286
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	Milcherzeugung	119,812	120	14377,401
	Jungviehaufzucht	63,671	95	6048,703
	Kälberaufzucht	21,403	33	706,286
UBA_Ost_8500_2,7	Milcherzeugung	110,384	500	55192,017
	Jungviehaufzucht	59,845	397	23758,342

Betriebsmodell	Produktionsrichtung	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/TP*a]	Tierplätze [Stück]	$EF_{CH4, ent}$ [kg CH_4/Betrieb*a]
	Kälberaufzucht	26,035	138	3592,854
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	Milcherzeugung	115,902	500	57950,943
	Jungviehaufzucht	65,406	397	25966,089
	Kälberaufzucht	26,035	138	3592,854
UBA_Ost_öko_7000_4,1	Milcherzeugung	113,014	500	56507,000
	Jungviehaufzucht	65,479	397	25995,122
	Kälberaufzucht	21,406	138	2954,061
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	Milcherzeugung	119,812	500	59906,193
	Jungviehaufzucht	63,671	397	25277,323
	Kälberaufzucht	21,406	138	2954,061

$EF_{CH4, ent}$ = Emissionsfaktor für Methan aus enterischer Fermentation, a = Jahr
* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, basierend auf BEK (2016)

A.5 Methodisches Konzept der Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von Produkten des Agri-Food-Systems weisen, wie auch die diesbezügliche Auswertung der einschlägigen Literatur gezeigt hat, eine hohe Varianz auf. Entsprechend sind aussagekräftige Quervergleiche zwischen verschiedenen Studien kaum möglich. Im Ergebnis liegen zahlreiche Forschungsergebnisse vor, die sich hinsichtlich der Qualität und Belastbarkeit stark unterscheiden. Dies kann soweit führen, dass unterschiedliche Untersuchungen zu abweichenden, sich teilweise sogar widersprechenden Ergebnissen und Schlussfolgerung kommen. In der jüngeren Vergangenheit hat sich daher eine Diskussion über die möglichen Gründe und Ursachen für das Zustandekommen dieser Ergebnisse entwickelt. Wesentliche Eckpunkte und Erkenntnisse dieser Diskussion werden, sofern sie für das vorliegende Vorhaben relevant sind, nachfolgend beispielhaft dargestellt:

- Die große Bandbreite an existierenden Produktionsverfahren bzw. substanziell divergierenden Produktionsbedingungen, mit denen landwirtschaftliche Erzeugnisse hergestellt werden.
- Die Fokussierung auf den Vergleich heuristischer Kategorien, wie „konventionelle“ und „ökologische“ Landwirtschaft, die der beträchtlichen Variabilität innerhalb der jeweiligen Kategorien nicht oder nur unzureichend gerecht wird.
- Vielfach müssen Festlegungen und Annahmen getroffen werden, welche nicht oder nicht ausreichend empirisch belegt oder objektiv begründbar sind, jedoch relevant für die Ergebnisse sind.

Allgemein ist es für ökobilanzielle Studien wesentlich, zwischen Variabilität und Unsicherheit zu unterscheiden. Dies gilt auch und insbesondere für Ökobilanzen im Lebensmittelmittelbereich, bei denen eine gegenüber anderen Wirtschaftssektoren vergleichsweise höhere Variabilität bei den eingesetzten Produktionsverfahren und der jeweiligen Vorketten zur Bereitstellung von Futter- und Betriebsmitteln besteht. Wichtig ist hier zu verstehen, dass die Variabilität eines untersuchten Produktsystems nicht durch verstärkte Untersuchungsanstrengungen reduziert werden kann. Anders als zum Beispiel die Unsicherheit bei der Modellierung eines Produktionssystems lässt sich eine bestehende Variabilität des zu untersuchenden Produktsystems (in diesem Fall die Milchkuhhaltung) nur dahingehend fassen, dass anhand noch festzulegender Kriterien belastbar und transparent entschieden werden kann, wie dieser Variabilität in diesem Projekt Rechnung getragen wird. Tabelle 97 gibt einen ersten Überblick über mögliche Quellen der Unsicherheit und der Variabilität bei der ökologischen Bewertung von Milcherzeugungssystemen und gibt zugleich einen Vorschlag, wie diesen im Projekt begegnet werden kann. Dieser Analyserahmen ist als vorläufig zu verstehen und wird im weiteren Projektverlauf weiter ausdifferenziert.

Tabelle 97: Analyseraster zu Quellen der Unsicherheit und der Variabilität bei der ökobilanziellen Bewertung von Milcherzeugungssystemen

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
Parameterunsicherheit		Parameterunsicherheiten bestehen, wenn nur unzureichende bzw. ungenaue Daten zu Emissionen vorliegen. Für Milcherzeugungssysteme sind insbesondere Daten zu Emissionen aus der Futtermittelbereitstellung, den Emissionen aus dem Stall und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement relevant.	Die Wirkungsabschätzung beruht auf Modellen, die die potenziellen Umweltwirkungen von Emissionen abschätzen. Auch diese Modelle bzw. die diesen Modellen entstammenden Emissionsfaktoren unterliegen einer Parameterunsicherheit. Dies gilt insbesondere in Fällen, bei denen zwischen Emission und potenzieller Wirkung komplexe Ursache-Wirkungs-Mechanismen bestehen.	Für sämtliche im Vorhaben erhobene Prozessdaten wird im Zuge der Bearbeitung von AP2 und AP3 angestrebt, eine semiquantitative Matrix zur Bewertung der Datenqualität (inkl. Parameterunsicherheit) zu entwickeln. Für die Datensätze aus einschlägigen Inventardatenbanken werden die dort hinterlegten Faktoren zur Einschätzung der Parameterunsicherheit ebenfalls berücksichtigt. Die Parameterunsicherheit bzw. die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Bilanzierungsergebnisse werden durch ein mathematisch-stochastisches Verfahrensmodell analysiert. Es wird vorgeschlagen hier auf die in der ökobilanziellen Praxis verbreitete Methode der Monte-Carlo-Simulation zurückzugreifen. Inwiefern im Vorhaben auch die Parameterunsicherheit der Wirkungsabschätzungsmodelle für alle betrachteten Wirkungskategorien durchgeführt werden kann, muss im Zuge der Bearbeitung von AP2 bzw. AP3 geprüft werden.
Modellunsicherheit		In der Regel werden Produktökobilanzen nicht als dynamische Produktsystemmodelle, sondern als lineare Prozesskette spezifiziert. Der lineare Modellierungsansatz berücksichtigt die komplexen Interaktionen (z.B. Abschwächungen, Verstärkungen) innerhalb dynamischer Gleichgewichte nicht. Ein Beispiel aus der	Modellunsicherheit entsteht im Zuge der Wirkungsabschätzung, wenn nicht alle relevanten Umweltwirkungen eines Produktions-systems bekannt sind oder aber, wenn nicht für alle dieser Umweltwirkungen adäquate, auf breitem wissenschaftlichem Konsens beruhende	Es wird davon ausgegangen, dass die lineare Modellierung der Milcherzeugung eine hinreichend genaue Determination des Produktionsprozesses erlaubt. Durch die Durchführung zusätzlicher stochastischer Verfahren, etwa im Zuge von Monte-Carlo-Simulationen, wird davon ausgegangen, dass die Modellunsicherheit durch lineare Modellierung und die sich daraus ergebenden Einschränkungen bei der Auswertung der Ergebnisse (vgl. Parameterunsicherheit) adäquat erfasst werden können. In Bezug auf die Modellunsicherheit bezüglich der Wirkungsabschätzung wird im Laufe der Bearbeitung von AP1

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
		Milcherzeugung ist die Produktion von Methan im Zuge der enterogenen Fermentation, die in Abhängigkeit des Futtermittels, der Futtermittelmenge, der körperlichen Verfassung des Tieres, der Temperatur und weiterer Einfluss-faktoren schwanken kann.	Wirkungsabschätzungsmodelle bzw. Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung stehen. Hier beispielhaft zu nennen ist der Beitrag zum Erhalt der Biodiversität bzw. die Bewertung von direkten und indirekten Flächennutzungsänderungen bzw. der für eine Bewertung verschiedener Systeme im Zuge der Produktökobilanz heranzuziehende quantitative Bewertungsrahmen. Modellunsicherheit besteht bei der Wirkungsabschätzung auch dann, wenn der spezifische Beitrag einer Emission zu einer Wirkungskategorie nicht bekannt ist.	und AP2 geprüft, inwiefern quantitative bzw. semiquantitative Verfahren zur Wirkungsabschätzung von Biodiversität und Landnutzungsänderungen adressiert werden können und in welchen Fällen auf Basis des derzeitigen wissenschaftlichen Sachstandes davon ausgegangen werden muss, dass eine qualitative Bewertung erforderlich ist/bleibt.
Unsicherheit durch Annahmen	Bereits die Auswahl der für den Vergleich heranzuziehenden Systeme stellt einen komplexitätsreduzierenden Filter dar, der notwendigerweise auf Annahmen beruht.	Verfügbarkeit und Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren zur Bewertung von Koppelprodukten (ökonomisch/physisch/kausal) bzw. der Systemerweiterung. Die hohe Bedeutung, die der Wahl verschiedener Ansätze zur		Die Auswahl der für den Vergleich im Vorhaben heranzuziehenden Produktionsverfahren/Milcherzeugungssysteme erfolgt anhand gängiger, durch Experten des KTBL erprobter, hinreichend validierter Kriterien und wird transparent diskutiert. Im Zuge der Auswertung der Ergebnisse bzw. der aus dem Vorhaben gezogenen Schlussfolgerungen wird, den sich aus der Auswahl der Systeme

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
	Die Festlegung der funktionellen Einheit unterliegt der Annahme eines spezifischen Funktionsnutzens, den ein Produkt bzw. Produktionssystem aufweist. Die Festlegung einer einzigen funktionellen Einheit betont möglicherweise systemimmanente Vor und Nachteile einzelner Produktionssysteme. So lässt sich beispielsweise feststellen, dass in Untersuchungen, bei denen die funktionelle Einheit massenbezogen festgelegt wurde, die intensiveren Produktionsverfahren tendenziell besser abschneiden als beispielsweise in Studien, bei denen die funktionelle Einheit mit Flächen oder Geldwertbezug festgelegt wurden. (vgl. van der Werf & Salou 2015)	Berücksichtigung von Koppelprodukten bei der ökologischen Bewertung von Milchproduktionssystemen zukommt, wurde in der Literatur mehrfach nachgewiesen. Dass dies sogar die übergeordnete Lage der Ergebnisse beim Vergleich konventioneller und ökologischer Milcherzeugung betreffen kann, zeigen Flysjö et al. (2012) am Beispiel der pro kg Rohmilch höheren Fleischmenge im ökologischen Milcherzeugungssystem. Während sich diese bei Anwendung einer ökologischen Allokation auf Milch und Fleisch nur geringfügig auswirkt, wächst die Bedeutung des im ökologischen System zusätzlich produzierten Fleisches, wenn man davon ausgeht, dass bei gleichbleibendem Rindfleischkonsum das zusätzliche Fleisch aus der ökologischen Milcherzeugung die weniger umweltfreundliche Produktion in Mutterkuh-Fleischsystemen ersetzt.		ergebenden Einschränkungen, verbal-argumentativ Rechnung getragen. Die Festlegung der funktionellen Einheit hat absehbar einen erheblichen Einfluss auf die Lage der Ergebnisse. In der Literatur bestehen hierzu unterschiedliche Vorschläge, u.a. zu massenbezogenen, nährwertbezogenen und geldwertbezogenen funktionellen Einheiten. Das Anbieterkonsortium empfiehlt angesichts der übergeordneten Zielsetzung des Vorhabens die Auswahl mehrerer funktioneller Einheiten in Erwägung zu ziehen, auch wenn sich hierdurch Mehraufwand/Einschränkungen bei der Darstellung der Ergebnisse ergeben. Im Zuge der Bearbeitung von AP2 bleibt final zu klären, wie viele bzw. welche FU's im Vorhaben festgelegt werden. Hierzu ist festzuhalten, dass die rein massenbezogene FU „1 kg Rohmilch" als nicht aussagekräftig genug angesehen wird und daher die branchenspezifisch üblicherweise verwendete nährwertbezogen korrigierte massenbezogene FU „1 kg Fett- und Proteingehalt-korrigierte Rohmilch" besser geeignet erscheint. Ebenfalls zu klären bleibt das für die Berichterstellung zu wählende Darstellungsformat. Hier kommt grundsätzlich die „eher gleichrangige" und parallele Darstellung der Ergebnisse für verschiedene FU's in Betracht. Alternativ ließe sich auch eine Hauptvariante (Base Case) festlegen, während die Alternativen als Teil der Sensitivitätsanalyse dargestellt werden. In Bezug auf die Handhabung von Verfügbarkeit und Anwendung verschiedener Allokationsfaktoren orientiert sich das Vorgehen im Projekt an den entsprechenden Vorgaben in ISO 14040 und 14044. Aufgrund der potenziell

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
				hohen Ergebnisrelevanz der Wahl des Allokationsverfahrens wird vorgeschlagen, im Laufe der Sensitivitätsanalyse verschiedene Allokationsverfahren mit Blick auf ihre Geeignetheit (konkreter: Anwendbarkeit, nahe am „Verursacherprinzip“) einander gegenüberzustellen und die Ergebnisrelevanz der Festlegung spezifischer Allokationsregeln systematisch herauszuarbeiten. Aus der einschlägigen Literatur geht zudem hervor, dass neben der Wahl einer geeigneten Allokationsmethode für eine möglichst holistische ökologische Bewertung von Milcherzeugungssystemen auch die Option der Systemerweiterung relevant sein kann und in die Überlegungen einbezogen werden sollte.
Zeitliche Variabilität	Insbesondere landwirtschaftliche Produktionssysteme weisen im Zeitverlauf (jahreszeitlich und über mehrere Jahre) vergleichsweise große Schwankungen auf.			Die zeitliche Variabilität und insbesondere in Hinblick auf die Schwankungen der Agrarproduktion gilt es im Zuge der Bearbeitung zu prüfen, inwiefern die vorhandene Datenbasis geeignet ist, die relevanten Aspekte dieser Schwankungen (Frostschäden, Missernten, Nacherntever-luste, Fruchtfolgen) abzubilden. In diesem Zusammenhang muss dargestellt werden, innerhalb welcher Bandbreiten wesentliche Produktionsparameter (z.B. Hektarerträge im Futtermittelanbau) typischerweise schwanken und welchen Einfluss diese Schwankungen ggf. auf die übergeordnete Lage der Ergebnisse haben. Hier erscheint neben der Analyse „typischer Mittelwerte“ auch die Betrachtung von Grenzszenarien im Sinne einer Szenarioanalyse (z.B. Best Case und Worst Case Szenarien) ein vielversprechender Ansatz zu sein. In Hinblick auf die übergeordnete Zielsetzung des Vorhabens können dabei auch Hinweise abgeleitet werden, worauf bei der

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
				Erstellung künftiger Produktökobilanzen im Agri-Food-Bereich etwa in Anbetracht der Datenbasis für die Futtermittelbereitstellung besonderer Wert gelegt werden muss.
Räumliche Variabilität	Die notwendige Festlegung von für den Vergleich heranzuziehenden Produktionstypen muss notwendigerweise dazu führen, dass nicht das gesamte Spektrum (natur-) räumlicher Variabilität der Milcherzeugung in Deutschland berücksichtigt werden können.	Bestehende Unterschiede bei regionalen Emissionskatastern (hier insbesondere die Erfassung biogener Systeme wie Landwirtschaft, Nutztierhaltung, Böden Vegetation und Gewässer) werden gegebenenfalls nicht hinreichend genau erfasst; dies gilt auch und insbesondere in Bezug auf die Bereitstellung von Importfuttermittelbestandteilen.	Es können Unterschiede bei der ökologischen Sensibilität von landwirtschaftlich genutzten Räumen bestehen (z.B. extensive Grünlandhaltung zum Erhalt aus natur-schutzfachlicher Sicht hochwertiger, artenreicher Flächen/ Habitate), denen durch die gängigen Wirkungsabschätzungsmodelle bzw. die diesen hinterlegten Charakterisierungsfaktoren nicht vollumfänglich Rechnung tragen.	Der Bewertung der räumlichen Variabilität sind im Zuge der Bearbeitung notwendigerweise Grenzen gesetzt. Dieser Aspekt wird im Rahmen der Festlegung für die zu untersuchenden Produktionssysteme mitgedacht und entsprechend verbal-argumentativ bewertet. Inwiefern darüber hinaus die Möglichkeit besteht (etwa auf Basis von Experteneinschätzungen) belastbare Szenarien zu berechnen, muss im Zuge der Bearbeitung von AP2 und AP3 noch final entschieden werden. Grundsätzlich bietet sich auch in Bezug auf die Bewertung der räumlichen Variabilität das Verfahren der Szenarioanalyse (typisches Szenario und Darstellung der Bandbreite über Grenzszenarien; siehe Ausführungen zur zeitlichen Variabilität) an.
Variabilität zw. Objekten/ Quellen		Bezeichnet z.B. die Variabilität zwischen verschiedenen Farmen des Typs A, die ein bestimmtes Produkt X produzieren, bei denen jedoch Unterschiede bei den resultierenden Emissionen auftreten. Mögliche		Für die orientierende Bewertung dieser Form der Variabilität bietet sich grundsätzlich ebenfalls das Verfahren der Szenarioanalyse an. Die hierbei in Ihrer Schwankungsbreite zu berücksichtigenden Prozessparameter können jedoch erst im Zuge der Bearbeitung von AP3 und auf Basis der dann vorliegenden Ergebnisse der Produktökobilanzen final festgelegt werden.

Quelle der Unsicherheit und Variabilität	PHASE DER ÖKOBILANZ [1] Festlegung von Ziel- und Untersuchungsrahmen	PHASE DER ÖKOBILANZ [2] Sachbilanz	PHASE DER ÖKOBILANZ [3] Wirkungsabschätzung	Vorgehen im Vorhaben / Projekt
		Gründe sind Temperatur, Luftwechsel im Stall, Bodentyp und Geländetopographie, unterschiedliche Lage, Verteilung und Entfernung der Flächen zum Futtermittelanbau.		

AP = Arbeitspaket, KTBL = Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft

Quelle; eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

B Anhang Ökonomische Bewertung von produktbezogenen Umweltschäden

B.1 Übersicht Kostensätze nach Quellen

Tabelle 98: Übersicht über die Quellen der Umweltkostensätze und Sensitivitäten (alle Daten für das Bezugsjahr 2017, in €$_{2017}$)

Kategorien	Veröffentlichung		Jahr (Preis)	Niedrig	Zentral	Hoch	Einheit
Klimakosten	UBA	Methodenkonvention 3.0	2017		0,183	0,651	€/kg CO2eq
Klimakosten	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,024	0,061	0,102	€/kg CO2eq
Klimakosten	European Commission	Handbook on the external cost of transport (short an medium run up to 2030)	2017	0,065	0,108	0,204	€/kg CO2eq
Klimakosten	European Commission	Handbook on the external cost of transport (Long run from 2040 to 2060)	2017	0,169	0,291	0,539	€/kg CO2eq
Versauerung	UBA	Methodenkonvention 3.0 (Emissionen aus unbekannten Quellen)	2017		15,295		€/kg SO2
Versauerung	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		4,729		€/kg SO2- eq
Versauerung	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,57	5,40	6,15	€/kg SO2- eq
Versauerung	European Commission	Handbook on the external cost of transport (air poll costs Germany)	2017		17,844		€/kg SO2
Eutrophierung Süßwasser	UBA	Empfehlungen für Kostensätze von Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Emissionen	2017		147,455		€/kg P- eq
Eutrophierung Süßwasser	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		1,891		€/kg P- eq

Kategorien	Veröffentlichung		Jahr (Preis)	Niedrig	Zentral	Hoch	Einheit
Eutrophierung Süß-wasser	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,271	2,020	2,291	€/kg P- eq
Süßwasser Toxizität	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		0,037		€/kg 1,4 DCB- eq
Süßwasser Toxizität	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,005	0,039	0,044	€/kg 1,4 DCB- eq
Terrestrische Toxizität	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		8,837		€/kg 1,4 DCB- eq
Terrestrische Toxizität	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	1,270	9,435	10,695	€/kg 1,4 DCB- eq
Landverbrauch	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		0,037		€/m2 Jahr
Landverbrauch	NEEDS (Wert D)	NEEDS 2006. Assessment of Biodiversity Losses. Delivery D.4.2.- RS 1b/WP4. Ott, W. et al. in: NEEDS - New Energy Externalities Developments for Sustainability.	2017		0,046		€/m2 Jahr
Landverbrauch	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,035	0,115	0,937	€/m2 crop- eq Jahr
Humantoxizität	UBA	Methodenkonvention 3.0 - AP 3 Baustoffe	2017		0,047		€/kg 1,4 DCB- eq
Humantoxizität	CE Delft	Handbuch der Umweltpreise EU28	2017	0,079	0,108	0,166	€/kg 1,4 DCB- eq

UBA = Umweltbundesamt, CE Delft = vgl. Kapitel 9 , NEEDS = vgl. Kapitel 9

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

B.2 Ergebnistabellen der Sensitivitätsanalyse

Tabelle 99: Sensitivitätsanalyse Klimakosten: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell*	Basisszenario	Klimakosten Niedrig	Klimakosten Hoch	Klimakosten Niedrig	Klimakosten Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	11,9	81,8	-60%	176%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	9,6	72,7	-63%	184%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	11,3	73,9	-58%	172%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	5,8	64,4	-72%	212%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	16,3	81,2	-50%	147%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	15,1	76,5	-51%	149%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	16,7	77,9	-48%	142%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	12,6	70,3	-54%	158%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	15,2	78,3	-51%	151%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	14,5	78,2	-53%	155%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	16,6	77,9	-48%	142%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	12,6	71,2	-54%	159%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	16,5	85,3	-51%	151%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	15,0	80,2	-53%	154%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	16,7	77,8	-48%	142%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	12,6	71,1	-54%	159%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 100: Sensitivitätsanalyse terrestrische Versauerung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Versauerung Niedrig	Versauerung Hoch	Versauerung Niedrig	Versauerung Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	27,4	36,9	-8%	24,3%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	23,8	31,6	-7%	23,1%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	24,5	35,7	-10%	31,1%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	18,9	26,1	-8%	26,4%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	30,5	40,0	-7%	21,9%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	28,7	36,9	-6%	20,3%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	28,8	43,3	-11%	34,3%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	24,5	35,9	-10%	31,6%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	29,0	38,5	-7%	23,1%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	28,7	37,2	-7%	21,0%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	28,7	43,2	-11%	34,2%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	24,7	36,1	-10%	31,5%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	31,5	41,7	-7%	22,8%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	29,4	38,2	-7%	21,2%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	28,7	43,3	-11%	34,4%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	24,7	36,2	-10%	31,7%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 101: Sensitivitätsanalyse Eutrophierung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Eutrophierung Niedrig	Eutrophierung Hoch	Eutrophierung Niedrig	Eutrophierung Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	27,7	29,7	-6,7%	0%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	24,2	25,6	-5,5%	0%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	25,6	27,2	-5,8%	0%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	19,5	20,6	-5,4%	0%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	31,1	32,8	-5,1%	0%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	29,1	30,7	-5,1%	0%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	30,3	32,3	-6,0%	0%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	25,6	27,3	-5,9%	0%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	29,6	31,3	-5,4%	0%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	29,0	30,7	-5,5%	0%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	30,3	32,2	-6,0%	0%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	25,9	27,5	-5,9%	0%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	31,7	34,0	-6,6%	0%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	29,7	31,6	-6,0%	0%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	30,3	32,2	-6,0%	0%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	25,9	27,5	-5,8%	0%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 102: Sensitivitätsanalyse Ökotoxizität im Süßwasser: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Ökotox. eq Niedrig	Ökotox. eq Hoch	Ökotox. eq Niedrig	Ökotox. eq Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECm-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in%	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	29,6	29,7	-0,12%	0,03%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	25,6	25,6	-0,10%	0,02%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	27,2	27,2	-0,08%	0,02%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	20,6	20,7	-0,08%	0,02%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	32,8	32,8	-0,09%	0,02%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	30,7	30,7	-0,08%	0,02%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	32,2	32,3	-0,07%	0,02%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	27,2	27,3	-0,08%	0,02%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	31,2	31,3	-0,09%	0,02%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	30,7	30,7	-0,09%	0,02%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	32,2	32,2	-0,08%	0,02%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,4	27,5	-0,08%	0,02%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	33,9	34,0	-0,11%	0,03%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	31,5	31,6	-0,10%	0,03%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	32,2	32,2	-0,08%	0,02%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,5	27,5	-0,08%	0,02%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 103: Sensitivitätsanalyse terrestrische Ökotoxizität: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Ökotox. terr. Niedrig	Ökotox. terr. Hoch	Ökotox. terr. Niedrig	Ökotox. terr. Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	28,0	30,1	-5,6%	1,38%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	24,3	26,0	-5,3%	1,29%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	27,1	27,2	-0,3%	0,07%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	20,6	20,7	-0,1%	0,02%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	30,0	33,5	-8,6%	2,12%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	28,1	31,3	-8,6%	2,10%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	32,1	32,3	-0,4%	0,09%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	27,2	27,3	-0,3%	0,07%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	28,5	31,9	-8,7%	2,13%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	28,1	31,4	-8,6%	2,12%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	32,1	32,2	-0,4%	0,09%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,4	27,5	-0,3%	0,07%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	31,1	34,7	-8,5%	2,09%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	28,9	32,2	-8,5%	2,08%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	32,1	32,2	-0,4%	0,09%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,4	27,5	-0,3%	0,07%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 104: Sensitivitätsanalyse Landnutzung: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Landnutzung Niedrig	Landnutzung Hoch	Landnutzung Niedrig	Landnutzung Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	27,9	48,0	-6,1%	61,9%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	24,2	39,9	-5,4%	55,5%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	24,3	57,2	-10,8%	110,2%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	20,4	23,6	-1,4%	14,5%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	28,5	76,7	-13,1%	133,8%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	26,7	71,8	-13,1%	133,9%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	26,5	91,5	-18,0%	183,8%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	23,4	67,0	-14,2%	145,7%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	27,6	68,7	-11,7%	119,6%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	27,3	65,6	-11,1%	113,6%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	26,5	91,1	-17,9%	182,7%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	23,6	66,8	-14,0%	143,2%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	30,2	71,9	-10,9%	111,7%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	28,1	66,7	-10,9%	111,4%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	26,5	91,2	-17,9%	183,0%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	23,6	66,9	-14,0%	143,5%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 105: Sensitivitätsanalyse Humantoxizität: Einfluss auf gesamte Umweltkosten

Betriebsmodell	Basisszenario	Humantox. Niedrig	Humantox. Hoch	Humantox. Niedrig	Humantox. Hoch
Kurzbezeichnung	Umweltkosten (total), in €-Cent/kg ECM-Milch			Relative Veränderung Umweltkosten (total), in %	
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	29,6	29,7	-0,18%	0,18%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	25,6	25,7	-0,15%	0,14%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	27,2	27,2	-0,01%	0,01%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	20,6	20,6	-0,01%	0,01%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	32,7	32,9	-0,20%	0,20%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	30,6	30,7	-0,19%	0,18%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	32,3	32,3	-0,01%	0,01%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	27,3	27,3	-0,01%	0,01%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	31,2	31,3	-0,21%	0,21%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	30,7	30,8	-0,19%	0,19%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	32,2	32,2	-0,01%	0,01%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,5	27,5	-0,01%	0,01%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	33,9	34,0	-0,21%	0,20%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	31,5	31,6	-0,20%	0,19%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	32,2	32,2	-0,01%	0,01%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	27,5	27,5	-0,01%	0,01%

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

Tabelle 106: Sensitivitätsanalyse mit Variation der Inputdaten der terrestrischen Ökotoxizität

Betriebsmodell*	Basisszenario ReCiPe 2008	Ökotox. Terr. ReCiPe 2016	Ökotox. Terr. ReCiPe 2016
Kurzbezeichnung	**€-Cent**	**€-Cent**	**%**
UBA_Allgäu_8500_2,7	29,7	1.017	3326%
UBA_Allgäu_Weide_8500_2,7	25,6	704	2648%
UBA_Allgäu_öko_6500_4,1	27,2	603	2116%
UBA_Allgäu_öko_Weide_6500_4,1	20,6	451	2083%
UBA_Mittelgebirge_8500_2,7	32,8	814	2381%
UBA_Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,7	688	2141%
UBA_Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,3	669	1974%
UBA_Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,3	546	1902%
UBA_Nord_8500_2,7	31,3	812	2497%
UBA_Nord_Weide_8500_2,7	30,7	777	2430%
UBA_Nord_öko_7000_4,1	32,2	682	2018%
UBA_Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,5	582	2019%
UBA_Ost_8500_2,7	34,0	1.097	3131%
UBA_Ost_Weide_8500_2,7	31,6	901	2757%
UBA_Ost_öko_7000_4,1	32,2	702	2080%
UBA_Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,5	600	2083%

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.
Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

B.3 Literaturübersicht Zahlungsbereitschaftsstudien Tierwohl

Folgende Tabelle liefert einen Überblick zu den Ergebnissen der Literaturanalyse zu Zahlungsbereitschaftsstudien zum Thema Tierwohl. Dargestellt sind die in den Studien ermittelten Werte zur Zahlungsbereitschaft der Befragten, für ein verbessertes Tierwohl in der landwirtschaftlichen Produktion.

Tabelle 107: Übersicht Literaturanalyse zu Zahlungsbereitschaftsstudien zum Thema Tierwohl

Studie	Inhalt	Zahlungsbereitschaft für Tierwohl
Markova-Nenova, Nonka & Wätzold, Frank (2018): Fair to the cow or fair to the farmer? The preferences of conventional milk buyers for ethical attributes of milk (Markova-Nenova und Wätzold 2018)	Zahlungsbereitschaft für eine ***Milch*** aus der tierfreundlichen Haltungsform Laufstall in Kombination mit Sommerweide.	• die Befragten akzeptieren im Schnitt einen Aufschlag von **24 ct/L**
(PwC 2017): Konsumentenbefragung: Bio vs. konventionell - Was kaufen Konsumenten zu welchem Preis?	Konsumentenbefragung. Bio oder konventionell? ***(Milch)***	• Für 1 l Bio-Milch würden Konsumenten mit 1,40 EUR sogar mehr zahlen, als das Produkt im Supermarkt kostet. (**+56 %** gegenüber konventionellem Produkt)
(Heise und Theuvsen 2017): Die Mehrzahlungsbereitschaft für Milch, Eier und Fleisch aus Tierwohlprogrammen: Eine repräsentative Verbraucherbefragung	Gegenüberstellung der Mehrzahlungsbereitschaft und der Höhe des tolerierten Preisaufschlages für die verschiedenen spezifischen Produkte, wie ***Milch, Eier und Fleisch aus Tierwohlprogrammen.***	• Im Durchschnitt sind die Befragten mit einer generellen MZB bereit ca. **39 %** mehr für Eier sowie für Milch und Milcherzeugnisse aus besonders tiergerechter Haltung zu zahlen. • Ein Großteil der Verbraucherinnen und Verbraucher (knapp 70 %) mit einer generellen MZB ist nicht gewillt, einen Preisaufschlag von mehr als 40% für Eier und Milchprodukte zu akzeptieren.
(Knoop von 2014): Ethische Grundlagen und gesellschaftliche Perspektiven einer artgerechteren landwirtschaftlichen Nutztierhaltung	Ermittlung der Zahlungsbereitschaft (ZB) und Mehrzahlungsbereitschaft (MZB) für die Lebensmittel Eier, ***Milch*** und Hackfleisch aus Betrieben, in denen die Haltungsbedingungen mit Hilfe von Präferenz- und Motivationstests verbessert wurden.	• Für 1 l Milch konnte eine ZB von 0,99 EUR und eine MZB von 0,35 EUR ermittelt werden (Studie geht von durchschnittlichem Produktpreis von 0,70 EUR für konventionelle und für 1,09 EUR für ökologische Milch aus.
(Schleyer et al. 2013): Steigerung der landwirtschaftlichen Wertschöpfung durch Produkte aus Weidehaltungssystemen.	Zahlungsbereitschaft des deutschen Verbrauchers oder der Verbraucherin für Aufpreise für Produkte aus tiergerechter Haltung, z.B. ***Weidemilch.***	• **10 - 20 Cent mehr pro Liter** Weidemilch könnten Verbraucher und Verbraucherinnen akzeptieren • Preisliche Positionierung der Weidemilch zwischen konventioneller und Bio-Milch

Studie	Inhalt	Zahlungsbereitschaft für Tierwohl
(Enneking 2019): Kaufbereitschaft bei verpackten Schweinefleischprodukten im Lebensmitteleinzelhandel	Hochschule Osnabrück testet Kaufbereitschaft von Tierwohlprodukten in Supermärkten.	• Im untersuchten Zeitraum waren 16 % der Kunden in den Märkten der Kette Edeka bereit, einen Artikel mit Tierwohlsiegel zu kaufen. Es wurden "lediglich Preisaufschläge von etwa 30 Cent für einen mittelpreisigen Schweinefleisch-Artikel" nach Tierwohl-Standards akzeptiert. Das entspreche einer Preiserhöhung von neun bis 13 %. Bei Preisaufschlägen von 26 % etwa für Gulasch sei der Absatz "deutlich" zurückgegangen.
(Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2019): Ernährungsreport 2019	Deutschland, wie es isst	• Welchen Aufpreis wären Sie bereit zu zahlen für ein Kilo Fleisch, das besonders tierfreundlich produziert wurde? • 13 % bis zu 2 EUR • 50 % bis zu 5 EUR • 22 % bis zu 10 EUR • 8 % mehr als 10 EUR
(Frey und Pirscher 2018): Willingness to pay and moral stance: The case of farm animal welfare in Germany.	This study examines the impact of ethical attitude on the willingness to pay for farm animal welfare improvement in Germany.	• signifikante Korrelationen zwischen MZB und moralischer Einstellung • Umweltbesorgnis hat die stärkste Auswirkung MZB
(Pirsich 2017): Tierwohl in der Fleischbranche Label – Verbrauchereinstellungen – Vermarktungswege	Mehrzahlungsbereitschaft (MZB) für Tierwohl-**Fleisch**	• Mehrzahlungsbereitschaft für Produkte mit höheren Tierwohlstandards von 10 bis 35 % gegenüber Standardware
(Zühlsdorf et al. 2016): Wie wichtig ist Verbraucherinnen und Verbrauchern das Thema Tierschutz?	Zahlungsbereitschaft für ***Labelfleisch***	• Rund 80 % der Verbraucherinnen und Verbraucher weisen eine Mehrzahlungsbereitschaft für Tierwohl auf. Die durchschnittliche ZB liegt zw. 36 % (Jahresbedarf Fleisch) und 58 % (einzelne kleine Verpackungseinheit)
(Weinrich et al. 2014): Zahlungsbereitschaftsanalysen in mehrstufigen Labelsystemen. Das Beispiel Tierschutzlabel.	Verweist zuerst auf Studie der Europäischen Kommission.[57] Untersucht, ob durch eine Auszeichnung der Produkte mit dem höherwertigen Label der Premiumstufe des Tierschutzlabels «für mehr Tierschutz» eine entsprechend höhere Zahlungsbereitschaft für ***Fleisch*** erlangt	• Durch die Aufklärung über die Stufigkeit des Labels wurde demnach eine deutlich höhere ZB für die Premiumprodukte erzielt

[57] Studie der Europäischen Kommission untersucht die Bereitschaft, einen Aufschlag für Tierschutz-Eier zu bezahlen: Im Durchschnitt geben 57 % der Europäer an, einen Aufschlag zahlen zu wollen. 25 % akzeptieren einen Mehrpreis von 5 %, 21 % würden bis zu 10 % mehr ausgeben und 11 % sehen ihr Limit bei einem Mehrpreis von 25 %. Insbesondere skandinavische und niederländische Konsumenten sind bereit, mehr Geld für Tierschutz-Produkte auszugeben, gefolgt von Deutschen, Luxemburgern und Österreichern.

Studie	Inhalt	Zahlungsbereitschaft für Tierwohl
(Nocella et al. 2010): Farm animal welfare, consumer willingness to pay, and trust: Results of a cross-national survey	Results from a contingent valuation survey administered in five European Union countries show that WTP estimates were sensitive to robust measures of consumer trust for certified AFP	• keine konkreten Zahlen
(Deimel et al. 2010): Perspektiven für ein Europäisches Tierschutzlabel	Zahlungsbereitschaft für Schweinefleisch, das in einer Weise produziert wird, die der Besorgnis der Verbraucherinnen und Verbraucher bezüglich unterschiedlicher Aspekte Rechnung trägt (Niederlanden).[58] Für D, allg. **Fleisch.**	• Mehrzahlungsbereitschaft des Großteils der Probanden bewegt sich zwischen 10 und 35 % des angegebenen Referenzpreises.

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut e.V.

[58] Der durchschnittlich auf jeden Fall akzeptierte Preisaufschlag auf den Referenzpreis liegt bei 30,9 %. Eine Obergrenze für einen Preisaufschlag nannten rund 66 % der Befragten. Im Durchschnitt lag diese bei 53,7 % des Referenzpreises.

B.4 Tabellen der Ergebnisübersicht

Tabelle 108: Darstellung der gesamten Umweltkosten in aufsteigender Rangreihenfolge

Betriebsmodell*	Kumulierte Umweltkosten	Vergleich zum Ø
Kurzbezeichnung	€-Cent pro kg ECM-Milch	[%]
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	20,65	-30
Allgäu_Weide_7000_2,7	25,63	-13
Allgäu_öko_6000_4,1	27,20	-8
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	27,26	-8
Nord_öko_Weide_7000_4,1	27,47	-7
Ost_öko_Weide_7000_4,1	27,48	-7
Allgäu_7000_2,7	29,68	0
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	30,69	4
Nord_Weide_8500_2,7	30,71	4
Nord_8500_2,7	31,26	6
Ost_Weide_8500_2,7	31,55	7
Nord_öko_7000_4,1	32,21	9
Ost_öko_7000_4,1	32,22	9
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	32,26	9
Mittelgebirge_8500_2,7	32,80	11
Ost_8500_2,7	33,96	15

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Tabelle 109: Vergleich der Umweltkosten pro kg ECM-Milch nach Wirtschaftsweise

Betriebsmodell	Konventionelle Pendants = 100%	Differenz zu konventionellen Pendants
Kurzbezeichnung	[%]	€-Cent pro kg ECM-Milch
Allgäu_öko_6000_4,1	92	-2,47
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	81	-4,98
Mittelgebirge_öko_7000_4,1	98	-0,54
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	89	-3,44
Nord_öko_7000_4,1	103	0,95

Betriebsmodell	Konventionelle Pendants = 100%	Differenz zu konventionellen Pendants
Nord_öko_Weide_7000_4,1	89	-3,25
Ost_öko_7000_4,1	95	-1,74
Ost_öko_Weide_7000_4,1	87	-4,07

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.

Tabelle 110: Vergleich der Umweltkosten pro kg ECM-Milch nach Weidegang

Betriebsmodell*	Ohne Weide = 100%	Differenz zu ohne Weide
Kurzbezeichnung	**[%]**	**€-Cent pro kg ECM-Milch**
Allgäu_Weide_7000_2,7	86	-4,04
Allgäu_öko_Weide_6000_4,1	76	-6,56
Mittelgebirge_Weide_8500_2,7	94	-2,11
Mittelgebirge_öko_Weide_7000_4,1	84	-5,00
Nord_Weide_8500_2,7	98	-0,55
Nord_öko_Weide_7000_4,1	85	-4,74
Ost_Weide_8500_2,7	93	-2,40
Ost_öko_Weide_7000_4,1	85	-4,73

ECM = Energy Corrected Milk

* Zur eindeutigen Bezeichnung der Betriebsmodelle sind jeweils die Region, die Milchleistung (1. Zahl) und die Laktationszahl (2. Zahl) angegeben. Darüber hinaus erhalten die ökologisch wirtschaftenden Betriebsmodelle den Zusatz „öko“ und Betriebsmodelle mit Weidegang den Zusatz „Weide“.

Quelle: eigene Berechnungen, Öko-Institut e.V.