

Fakultät Agrarwissenschaften

Aus dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre  
Universität Hohenheim  
Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre

Prof. Dr. Enno Bahrs

---

**Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und  
Weidesystemen in der Milchviehhaltung  
in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands**

---

Kumulative Dissertation zur Erlangung des Grades eines  
Doktors der Agrarwissenschaften

vorgelegt  
der Fakultät Agrarwissenschaften  
von:

Lukas Robert Kiefer  
Schönau im Schwarzwald

2014

## Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen

Folgende Beiträge sind bei unterschiedlichen nationalen und internationalen, wissenschaftlichen Zeitschriften und Wissenschaftsinstitutionen eingereicht oder nach vorwiegend anonymer Begutachtung angenommen und veröffentlicht worden:

- Kiefer, L., Bahrs, E. und Over, R. (2014): Die Vorzüglichkeit der Grünlandnutzung in der Milchproduktion. Potentielle Vorteile der Vollweidehaltung.  
 Erschienen in: Wie viel Markt und wie viel Regulierung braucht eine nachhaltige Agrarentwicklung. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., 53. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. (Gewisola), Band 49, 2014, S. 173-184.  
 Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im März 2013, überarbeitet eingereicht im Juni 2013, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im November 2013.
- Kiefer, L., Bahrs, E. und Over, R. (2013): Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise.  
 Erschienen in: Ideal und Wirklichkeit: Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Herausgeber: D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm und U. Köpke, 2013, S. 500-503.  
 Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im September 2012, überarbeitet eingereicht im November 2012, veröffentlicht im März 2013.
- Kiefer, L., Bahrs, E. und Over, R. (2013): Erfolgsfaktoren für eine wettbewerbsfähige Weidemilchproduktion. Eine betriebswirtschaftliche Bewertung im Kontext eines Biodiversitätsnutzens und des Erhalts genetischer Ressourcen.  
 Stellungnahme für das IBV-Symposium des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz in Berlin im November 2013.

Zur Veröffentlichung angenommen in: Agrobiodiversität im Grünland - nutzen und schützen. Schriftenreihe "Agrobiodiversität" des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt, Band 34, ISSN 1863-1347, BLE Bonn.

Status: Manuskript eingereicht und zur Veröffentlichung angenommen im November 2013.

- Kiefer, L., Menzel, F. und Bahrs, E. (2014): Optimization of Greenhouse Gas Balances and Farm Profitability: Using the Example of Organic and Conventional Pasture-Based Dairy Farms with Special Consideration of Fodder Demand per Kg of Milk.  
Geplante Erscheinung in: „Journal of Dairy Science“, American Dairy Science Association, Elsevier Verlag.  
Editor-in-chief: Roger D. Shanks. University of Illinois.  
Status: Manuskript zur anonymen Begutachtung eingereicht im April 2014.
  
- Kiefer, L., Menzel, F. und Bahrs, E. (2014): Bewertung gesellschaftlicher Nebenleistungen von ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben Süddeutschlands innerhalb der Treibhausgasbilanzierung mittels ökonomischer Allokation.  
Geplante Erscheinung in: Neuere Theorien und Methoden in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., 54. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. (Gewisola) in Göttingen.  
Status: Manuskript zur anonymen Begutachtung eingereicht im Februar 2014.
  
- Kiefer, L., Menzel, F. und Bahrs, E. (2014): Carbon Footprint of Milk and Associated Beef Production as well as Ecosystem Services of South-German Dairy Farms.  
Geplante Erscheinung in: „Journal of Environmental Management“, Elsevier Verlag.  
Editor-in-chief: A.L. Gill. c/o Advances in Environmental Research, Berkeley, California, USA.  
Status: Manusskript zur anonymen Begutachtung eingereicht im Mai 2014.

Die Beiträge sind in dieser Arbeit mit einheitlicher Formatierung und Zitierweise sowie fortlaufender Kapitelnummerierung in den Kapiteln 2 bis 7 wiedergegeben.

## Zusammenfassung

Die Grünlandnutzung und speziell die Weidemilcherzeugung gelten als besonders nachhaltiges Milchproduktionsverfahren, durch welches im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung mit höheren Konzentratanteilen in der Fütterung mehr Ökosystemdienstleistungen für die Gesellschaft erbracht werden können (z.B. höhere Biodiversität, Erhalt ländlicher Kulturräume, Klimaschutz durch Kohlenstoffspeicherfähigkeit von Grünlandflächen, höhere Tiergerechtigkeit des regelmäßigen Weidegangs). Doch die Weidehaltung von Milchkühen geht in Deutschland gegenüber der ganzjährigen Stallhaltung zurück. Daher scheint es angezeigt, die notwendigen Rahmenbedingungen für eine wirtschaftliche Weidemilcherzeugung unter partieller Berücksichtigung geleisteter Ökosystemdienstleistungen zu analysieren und entsprechende Beratungsempfehlungen aufzuzeigen.

Vor diesem Hintergrund wurde das Forschungsprojekt „Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“ konzipiert. Ziel des Forschungsvorhabens, in dem mehr als 80 spezialisierte Weidemilcherzeuger über drei Wirtschaftsjahre (2008/09-2010/11) bezüglich Produktionstechnik, Arbeitswirtschaft, Ökonomie, Treibhausgasemissionen und ausgewählten Ökosystemdienstleistungen ausgewertet wurden, war die Analyse, ob und inwieweit Weidemilcherzeugung auf bestimmten Grünlandstandorten ein ökonomisch sowie ökologisch konkurrenzfähiges Milchproduktionsverfahren sein kann.

Innerhalb der untersuchten Stichprobe stellen insbesondere eine ökologische Wirtschaftsweise mit höheren Milchpreisen und Ausgleichsleistungen, hohe Grundfutterleistungen, ausreichende Einzeltierleistungen ( $>6.000 \text{ kg/Kuh}$ ) und ein möglichst hoher Weidegrasanteil am Jahresfutterbedarf sowie eine hohe Arbeitseffizienz durch saisonale Abkalbungsschwerpunkte, Ganztagsweidegang und Kurzrasenweide wichtige Determinanten für den wirtschaftlichen Erfolg dar. Dabei können die wirtschaftlich erfolgreichsten Weidebetriebe der Stichprobe im kalkulatorischen Betriebszweigergebnis je kg Milch und den Stundenentlohnungen innerhalb des Beobachtungszeitraums mit den erfolgreichsten Betrieben mit ganzjähriger Stallhaltung konkurrieren, was die potenzielle wirtschaftliche Vorzüglichkeit der Weidebetriebe auf dafür geeigneten Standorten unter Beweis stellt.

Eine gute Wirtschaftlichkeit bei gleichzeitig niedrigen Treibhausgasemissionen lässt sich insbesondere durch eine hohe Produktionseffizienz erzielen. Bei manchen Betrieben können sogar „Treibhausgasvermeidungsgewinne“ erreicht werden, wenn z.B. durch eine Verringerung des Futterbedarfs pro kg Milch sowohl die Produktionskosten als auch die anteiligen

Emissionen zurückgehen. Vor allem im Bereich der Treibhausgasbilanzierung besteht jedoch noch Forschungsbedarf hinsichtlich der Bewertung der zahlreichen Ökosystemdienstleistungen der Weidemilcherzeugung. Dafür werden viele Weidebetriebe finanziell über die Förderung aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik entschädigt. Die Förderungen bleiben jedoch in der Treibhausgasbilanzierung bislang unberücksichtigt. Auch aus diesem Grund schneiden eher extensiv bzw. ökologisch wirtschaftende Weidebetriebe mit niedrigerer Produktivität nach den gängigen Formeln zur Treibhausgasbilanzierung schlechter ab als intensiv bzw. konventionell wirtschaftende Betriebe mit höherer Produktivität. Die Berücksichtigung der Ökosystemdienstleistungen innerhalb der Treibhausgasbilanzierung wäre jedoch über eine ökonomische Allokation der Emissionen zwischen Milch, Fleisch und Fördermitteln der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik möglich. Gemäß Stichprobe würde dies zu einer Annäherung extensiver und intensiver sowie ökologischer und konventioneller Betriebe in ihrem Carbon Footprint pro kg Milch führen. Dennoch bleibt ein grundsätzlicher Widerspruch zwischen einer aus Klimaschutzsicht wünschenswerten hohen Produktionseffizienz und den v.a. durch eine extensive Produktionsweise erreichbaren Ökosystemdienstleistungen bestehen. Wirtschaftliche Weidemilchproduktion mit gleichzeitig möglichst geringen Treibhausgasemissionen benötigt, wie andere Milchproduktionssysteme auch, eine dem speziellen Produktionsverfahren angemessene, kompetente Ausbildung und Beratung. Hierfür könnte die Politik die Rahmenbedingungen verbessern. Erfolgreiche Weidemilcherzeuger sind Margenoptimierer, deren Betriebserfolg v.a. von höheren Erzeugerpreisen (Biomilch, Weidemilch), der kostenminimierenden Milcherzeugung mit dem für viele Betriebe günstigsten Futtermittel Weide sowie der finanziellen Förderung der gesellschaftlich erwünschten Ökosystemdienstleistungen abhängig ist. Wachstumsschritte und Milchleistungssteigerungen sind für Weidemilcherzeuger hingegen schwerer realisierbar, weil häufig arrondierte Flächen fehlen bzw. ein hoher Kraftfuttereinsatz notwendig wäre. Eine stärkere Unterstützung des „Imageträgers Weidemilch“, wobei hier nicht zwingend eine direkte finanzielle Förderung angesprochen wird, sondern auch die Vermittlung von mehr Know-How zur Etablierung eines konkurrenzfähigen Weidesystems, sind entsprechend den Ergebnissen der Stichprobe wünschenswert, um die vielen in dieser Arbeit analysierten, sehr positiven Ansätze der Weidenutzung in den Grünlandregionen zu etablieren bzw. ausbauen zu können. Die jüngste EU-Agrarreform sowie die neuen ELER-Verordnungen bieten dafür einige gute Anknüpfungspunkte.

## Summary

Grassland use and particularly pasture milk production is considered a highly sustainable milk production method which renders many ecosystem services for society (such as greater biodiversity, maintenance of rural cultural regions, climate protection due to higher carbon storage capacity of grassland, better animal appropriateness by regular grazing) as opposed to permanent indoor housing with its high portion of concentrate feed. Nevertheless, the share of pasture farming in overall milk production falls behind production by increasing permanent indoor housing in Germany. Therefore, it appears appropriate to analyze the necessary business environment for pasture farming with consideration of selected ecosystem services actually provided and to sketch suitable recommendations for consultation of farmers.

Against this background, the research project “Business analysis and optimization of pasture-based farms and pasture systems in dairy farming in different regions of South Germany” was designed. The research project evaluated production technology, labor economics, business success, greenhouse gas emissions and specific ecosystem services of more than 80 specialized pasture milk producers through three economic years (2008/09-2010/11) and was dedicated to analysing economic and ecological competitiveness of pasture milk production at specific locations.

As a result the most profitable pasture farms of the sample regarding management income and hourly rate can compete with the most profitable farms that practice permanent indoor housing; thus, they demonstrate potential economic strength of pasture farms at suitable locations. Decisive determinants of economically successful pasture management include organic farming (higher milk prices and financial compensation), high forage performance, sufficient milk yield of the individual cow ( $>6,000$  kg), and a great portion of pasture grass in the fodder as well as high work efficiency via seasonal calving, all-day grazing and short-lawn pasture.

High profitability and low greenhouse gas emissions can be achieved simultaneously through high efficiency of production. Some farms can even make “greenhouse gas avoidance gains” when production costs and proportionate emissions decrease at the same time thanks to reduced fodder demand per kg milk. There is still a substantial need for research in the field of greenhouse gas balancing, particularly regarding evaluation of the manifold ecosystem services of pasture milk production. Many pasture-based farms are compensated for the above-mentioned services via the 2<sup>nd</sup> pillar of Common Agricultural Policy, but such services remain unconsidered in greenhouse gas balancing so far. It is for this reason that pasture-based farms

with low productivity as well as organic farms perform poorly compared to more intensive farming with high productivity if they are measured by the established formulas of greenhouse gas balancing. Consideration of ecosystem services in the framework of greenhouse gas balancing would be possible via economic allocation of emissions between milk, meat, and subsidies of the 2<sup>nd</sup> pillar of Common Agricultural Policy, however. Based on our sample, this approach would result in an approximation of the carbon footprints per kg milk produced by extensive and intensive or organic and conventional farms, respectively.

Nevertheless, a fundamental antagonism still persists between high production efficiency, which is desirable from the point of view of climate protection on the one hand and ecosystem services attainable by extensive production on the other hand.

Like other milk production systems, profitable pasture milk production associated with lowest possible greenhouse gas emissions requires first of all competent training and consultation of farmers, which meets the requirements of the respective production method. Policy could improve the relevant framework conditions. Successful pasture milk producers are margin optimizers whose economic success depends above all on higher producer prices (organic milk, pasture milk), cost minimizing milk production based on pasture as the cheapest fodder for many farms as well as funding of the ecosystem services which are desired by society. Farm growth and increases in milk yield are harder to achieve for pasture milk producers because consolidated areas are missing or more concentrate feed would be necessary. According to the results of the investigated sample, stronger support of the unique image of pasture milk (which does not necessarily mean monetary funding in this context) as well as increased know-how in the field of pasture milk production is desirable in order to establish or develop the numerous very positive approaches of pasture use in grassland regions that were analyzed in our investigation. The latest EU agrarian reform as well as new EAFRD regulations offer some good starting points in this regard.

# Inhaltsverzeichnis

Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen .....	I
Zusammenfassung .....	III
Summary .....	V
Inhaltsverzeichnis .....	VII
Abbildungsverzeichnis .....	XI
Tabellenverzeichnis .....	XII
Abkürzungsverzeichnis .....	XIV
<b>Kapitel 1 Weidemilcherzeugung als Milchproduktionsverfahren mit gesellschaftlichen Zusatznutzen .....</b>	<b>1</b>
1.1. Darstellung und Trends der Milchproduktion .....	1
1.2. Grünland- bzw. Weidenutzung aus der Perspektive des Natur- und Artenschutzes .....	2
1.3. Weidemilcherzeugung aus der Perspektive von Tiergerechtigkeit, Tierwohl sowie Tiergesundheit .....	3
1.4. Weidemilcherzeugung aus der Perspektive des Verbrauchers und im Hinblick auf strategische Entscheidungen der Molkereien .....	4
1.5. Grünlandnutzung und Weidemilcherzeugung aus der Perspektive der Politik .....	5
1.6. Hintergrund, Aufbau und Zielstellung der vorliegenden Arbeit .....	6
1.7. Literatur .....	9
<b>Kapitel 2 Die Vorzüglichkeit der Grünlandnutzung in der Milchproduktion - Potenzielle Vorteile der Vollweidehaltung .....</b>	<b>14</b>
2.1. Zusammenfassung .....	14
2.2. Einleitung .....	15
2.3. Methode und Stichprobenbeschreibung mit Halbtagsweide- und Vollweidebetrieben .....	17
2.4. Untersuchung bedeutender Bestimmungsfaktoren für die Wettbewerbsfähigkeit der Stichprobe .....	18
2.5. Möglichkeiten und Grenzen für die (voll-)weidebasierte Milchproduktion .....	21
2.5.1. Wechsel von Halbtagsweide zur Vollweide .....	21
2.5.2. Umnutzung von Ackerland zu Grünland .....	23
2.5.3. Nutzung von (Voll-)weidesystemen in benachteiligten Regionen .....	25
2.6. Schlussfolgerungen .....	26
2.7. Literatur .....	28

Kapitel 3 Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise .....	31
3.1. Abstract .....	31
3.2. Einleitung und Zielsetzung .....	31
3.3. Methoden.....	32
3.4. Ergebnisse .....	33
3.5. Diskussion.....	34
3.6. Schlussfolgerungen .....	35
3.7. Literatur.....	35
Kapitel 4 Erfolgsfaktoren für eine wettbewerbsfähige Weidemilcherzeugung. Eine betriebswirtschaftliche Bewertung im Kontext eines Biodiversitätsnutzens und des Erhalts genetischer Ressourcen .....	37
4.1. Zusammenfassung.....	37
4.2. Abstract .....	38
4.3. Einleitung .....	38
4.4. Stichprobenbeschreibung und Darstellung ökonomischer Kenngrößen .....	40
4.5. Zusatznutzen der Weidemilchproduktion im Hinblick auf Biodiversität und die Erhaltung alter Rinderrassen .....	44
4.5.1. Leistungen der Weidenutzung für Flora und Fauna.....	44
4.5.2. Potenzial zur Erhaltung genetischer Ressourcen durch Weidenutzung .....	46
4.6. Schlussfolgerungen .....	47
4.7. Literatur.....	48
Kapitel 5 Optimization of Greenhouse Gas Balances and Farm Profitability: Using the Example of Organic and Conventional Pasture-Based Dairy Farms with Special Consideration of Fodder Demand per Kg of Milk .....	51
5.1. Abstract .....	51
5.2. Introduction .....	52
5.3. Materials and Methods of Balancing Greenhouse Gas Emissions and Profitability .....	54
5.3.1. Sample Description .....	54
5.3.2. Data Acquisition and Determination of Selected Efficiency Criteria of Farms.....	55
5.3.3. Assessment of Farm Profitability .....	56
5.3.4. Modeling of Greenhouse Gas Emissions .....	57
5.3.5. Primary and Secondary Sources of Emission .....	58
5.4. Results .....	62
5.4.1. Potential Factors Influencing the Carbon Footprint and Associated Correlation with Management Income per kg Milk .....	62

5.4.2. Size and Composition of Carbon Footprint per kg Milk According to the Sample Based on Fodder Demand per kg Milk .....	65
5.4.3. Relationship between Carbon Footprints and Farm Profitability with Special Consideration of Fodder Demand per kg Milk.....	66
5.5. Discussion .....	70
5.5.1. Profitability within the Sample by Comparison of Organic and Conventional Production .....	70
5.5.2. Efficiency Criteria Featuring Important Factors that Influence the Carbon Footprint Level of Pasture-based Dairy Farms .....	71
5.5.3. Sample- and Method-related Causes of the Carbon Footprint Level of Pasture Farms....	74
5.6. Conclusions .....	75
5.7. Acknowledgment .....	76
5.8. References .....	77
<b>Kapitel 6 Bewertung gesellschaftlicher Nebenleistungen von ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben Süddeutschlands innerhalb der Treibhausgasbilanzierung mittels ökonomischer Allokation .....</b>	<b>82</b>
6.1. Zusammenfassung.....	82
6.2. Einleitung .....	83
6.3. Synopse der ökonomischen Allokation bei Carbon Footprints der Milch.....	85
6.4. Darstellung der Methodik der Treibhausgasbilanzierung in der Milchproduktion im Kontext der ökonomischen Allokation gesellschaftlicher Nebenleistungen .....	87
6.5. Datenerfassung auf den Betrieben und Stichprobenbeschreibung.....	89
6.6. Ergebnisse .....	91
6.6.1. Der PCF pro kg Milch in der Gesamtstichprobe im Kontext ökonomischer Allokationsmethoden .....	91
6.6.2. Höhe des PCF im Kontext unterschiedlicher Wirtschaftsweisen.....	92
6.7. Diskussion .....	94
6.7.1. Beurteilung der vorgestellten Optionen zum Umgang mit Koppelprodukten .....	94
6.7.2. Auswirkungen der Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen auf die Stichprobe mit ökologischer und konventioneller Produktion.....	95
6.8. Schlussfolgerungen .....	96
6.9. Literatur.....	97
<b>Kapitel 7 Carbon Footprint of Milk and Associated Beef Production as well as Ecosystem Services of South-German Dairy Farms .....</b>	<b>100</b>
7.1. Abstract .....	100
7.2. Introduction .....	101

7.3. Description of Methodology, System Boundary and Allocation of Coupled Products in Milk Production .....	103
7.3.1. Options for Dealing with Co-products of Milk Production for Carbon Footprint Calculation.....	104
7.3.2. Primary and Secondary Sources of Emission .....	107
7.3.3. Previous Studies on Greenhouse Gas Balancing.....	110
7.4. Data Acquisition on the Farms and Sample Description .....	112
7.5. Results .....	114
7.5.1. Carbon Footprint Level per kg FPCM of All Investigated Farms in the Context of Different Allocation Methods .....	114
7.5.2. Carbon Footprint Level in the Context of Different Breeds and Husbandry Systems....	116
7.6. Discussion .....	120
7.6.1. Assessment of the Presented Options of Handling Coupled Products.....	120
7.6.2. Challenges in the Development of Allocation Methods Considering Ecosystem Services .....	121
7.6.3. Comparison of Results to Other Studies .....	122
7.7. Conclusions .....	123
7.8. Acknowledgment .....	124
7.9. References .....	124
 Kapitel 8 Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen für die Weidemilcherzeugung in Süddeutschland .....	129
8.1. Zur Methode der Praxisdatenerhebung für wissenschaftliche Analysen .....	129
8.2. Diskussion und Schlussfolgerungen zur Weidemilcherzeugung .....	131
8.2.1. Ergebnisdiskussion zur Wirtschaftlichkeit der Weidemilcherzeugung .....	131
8.2.2. Ergebnisdiskussion zu den Treibhausgasbilanzen innerhalb der Stichprobe.....	133
8.2.3. Ergebnisdiskussion zu den Ökosystemdienstleistungen und deren Berücksichtigung innerhalb der Treibhausgasbilanzierung .....	134
8.3. Diskussion und Schlussfolgerungen für Beratung und Ausbildung sowie Molkereien und Politik .....	135
8.4. Ausblick .....	139
8.5. Literatur.....	140
 Lebenslauf .....	143
Eidesstattliche Versicherung .....	144

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Jährliche Grundrenten in €/ha als Whisker-Boxplot im Vergleich der Halbtagsweidebetriebe mit den Vollweidebetrieben ohne Berücksichtigung von Zahlungsansprüchen.....	22
Abbildung 2:	Nutzung von Weideflächen bei Halbtags- und Vollweide in ha pro Kuh während der Vegetationsphase.....	22
Abbildung 3:	Entlohnung in Euro pro Stunde bei den unterschiedlichen Weidesystemen in Abhängigkeit von sich verändernden Kraftfutterpreisen .....	34
Abbildung 4:	Stundenentlohnung in €/Akh als Whisker-Boxplot bei verschiedenen Weidesystemen und ökologischer bzw. konventioneller Wirtschaftsweise (WJ 2009-2011).....	42
Abbildung 5:	Anzahl von Gefäßpflanzenarten in verschiedenen Pflanzenformationen (Größenordnung) in Abhängigkeit von Lichtstellung und Nutzungsintensität.....	45
Figure 6:	Composition of the carbon footprints/kg milk for the organic farms in the sample sorted by fodder demand per kg milk with ascending values from left to right .....	65
Figure 7:	Composition of carbon footprint/kg milk for the conventional farms in the sample sorted by fodder demand per kg milk with ascending values from left to right .....	66
Figure 8:	Management income (MI) and carbon footprint per kg milk for the organic farms as a function of the fodder demand per kg milk.....	69
Figure 9:	Management income (MI) and carbon footprint per kg milk for the conventional farms as a function of the fodder demand per kg milk.....	69
Abbildung 10:	Auswirkung der Allokationsmethode auf den PCF in Abhängigkeit von der Milchleistung in kg Fett- und proteinkorrigierte Milch (FPCM) gemäß Stichprobe.....	92
Figure 11:	Impact of the allocation method on carbon footprint results as a function of milk yield based on the sample size .....	116
Figure 12:	Results of carbon footprints for Holstein, Fleckvieh and Vorderwälder breeds of investigated farms depending on different allocation methods (different indices (a, b) indicate significant differences within an allocation form ( $p < 0,05$ )) .....	119
Abbildung 13:	Vorzüglichkeit von Milchproduktionssystemen in Abhängigkeit von der Milchpreisentwicklung am Beispiel des Rinderreports BW sowie den Projektbetrieben .....	132

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Synopse von Studien zu Flächenleistungen bei Kurzrasenweide im Vergleich zur Stallhaltung in kg Milch je ha.....	6
Tabelle 2:	Produktionstechnische Merkmale der Stichprobe bei Halbtagsweide- und Vollweidebetrieben.....	18
Tabelle 3:	Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für das kalk. Betriebszweigergebnis/kg Milch (WJ 2009-2011) .....	19
Tabelle 4:	Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für kalk. Betriebszweigergebnis pro Betrieb (WJ 2009-2011) .....	19
Tabelle 5:	Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für die Grundrente pro ha (WJ 2009-2011) .....	20
Tabelle 6:	Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für Stundenentlohnung inkl. Faktorkosten (WJ 2009-2011) .....	20
Tabelle 7:	Häufigkeit signifikanter Bestimmungsgrößen ( $p<0,05$ ) in der Stichprobe zur Schätzung bedeutender ökonomischer Kennzahlen in der Milchproduktion .....	21
Tabelle 8:	Vergleich der Weidebetriebe mit konventionellen Stallhaltungsbetrieben aus Baden-Württemberg und Bayern in Bezug auf productionstechnische Merkmale sowie ökonomische Kennzahlen (2009-2011; Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis).....	24
Tabelle 9:	Gegenüberstellung der Weidebetriebe mit einer Vergleichsgruppe von Betrieben benachteiligter Regionen $> 900$ m ü. NN bezüglich productionstechnischer Merkmale und Grundrenten (2009-2011; Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis).....	26
Tabelle 10:	Produktionstechnische und ökonomische Parameter süddeutscher, ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlichen Weidesystemen und konventioneller Betriebe aus dem Rinderreport Baden-Württemberg (Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2008/09-2010/11). ....	33
Tabelle 11:	Durchschnittliche productionstechnische Merkmale der Stichprobe bei verschiedenen Weidesystemen und ökologischer bzw. konventioneller Wirtschaftsweise (WJ 2009-2011) .....	41
Tabelle 12:	Darstellung signifikanter Bestimmungsfaktoren für verschiedene ökonomische Kenngrößen durch multiple lineare Regression.....	43
Tabelle 13:	Vergleich durchschnittlicher Kennwerte für Produktionstechnik und Betriebswirtschaft der Weidemilchbetriebe, differenziert nach den auf den Untersuchungsbetrieben am häufigsten vorkommenden Rassen Fleckvieh, Holstein und Vorderwälder .....	47
Table 14:	Production-related data of 81 dairy farms in southern Germany with pasture feeding.....	54

Table 15:	Emission factors of selected secondary sources of greenhouse gases .....	61
Table 16:	Factors in the sample that have the potential to influence the carbon footprint sorted by organic and conventional farming.....	63
Table 17:	Coefficients of determination of single variables regarding their impact on the carbon footprint and management income per kg milk for organic and conventional farms in the sample .....	63
Table 18:	Results of a multiple linear regression analysis to identify the significant factors influencing the carbon footprints per kg milk in the sample ( $p<0.05$ ) .....	64
Table 19:	Production-related and economic characteristics as well as the carbon footprints per kg milk of 81 dairy farms in southern Germany with grazing sorted by organic and conventional farms as well as by different fodder demand values per kg milk using the k-means cluster analysis (mean values) .....	67
Table 20:	Comparison of pasture-based dairy farms to the conventional permanent housing farms of Baden-Wuerttemberg with regard to production-related characteristics and management income (MI) per kg milk (2009-2011; sorted by MI). ....	71
Tabelle 21:	Synopse verschiedener Studien zu den PCFs der Milchproduktion mit ökonomischer Allokation zwischen Milch und Fleisch .....	85
Tabelle 22:	Ausschnitt aus dem MEKA-Programm (2007-2013) für Agrarumweltmaßnahmen des Landes Baden-Würtemberg.....	86
Tabelle 23:	Produktionstechnische Beschreibung von 113 Milchviehhbetrieben Süddeutschlands (Anteil Ökobetriebe 33 %).....	91
Tabelle 24:	Carbon Footprints in kg CO <sub>2</sub> eq pro kg Milch für ökologische und konventionelle Betriebe gemäß Stichprobe bei verschiedenen ökonomischen Allokationsverfahren (jeweils Durchschnittswerte innerhalb der Cluster).....	93
Table 25:	Excerpt from the current MEKA program for agri-environmental measures of Baden- Wuerttemberg including payments relevant for allocation for the implementation of measures (MLR, 2012) .....	106
Table 26:	Emission factors of selected secondary sources for greenhouse gases.....	109
Table 27:	Meta-analysis of various studies on carbon footprint of milk production in the context of different methods applied .....	111
Table 28:	Production-related description of 113 investigated dairy farms in South Germany (share of organic farms: 33 %) .....	113
Table 29:	Comparison of carbon footprints per kg FPCM in kg CO <sub>2</sub> eq of 113 dairy farms in South Germany based on different allocation methods.....	115
Table 30:	Characteristics and carbon footprints in kg CO <sub>2</sub> eq per kg FPCM for different housing systems in South Germany according to the sample size with regard to different allocation methods as mean values grouped by TwoStep cluster analysis.....	117

## Abkürzungsverzeichnis

Akh	Arbeitskraftstunde
ALCA	Attributional Life Cycle Assessment
ASL	Above sea level
AUM	Agrarumweltmaßnahmen
BMEL(V)	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (und Verbraucherschutz bis 2013) in Bonn/Berlin
BV/BS	Braunvieh/Brown Swiss
BZA	Betriebszweigauswertung/Betriebszweigabrechnung
BZE	Betriebszweigergebnis
CAP	Common Agricultural Policy
CH <sub>4</sub>	Methan
CLCA	Consequential Life Cycle Assessment
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CO <sub>2</sub> eq	CO <sub>2</sub> -Äquivalent, CO <sub>2</sub> equivalent
dLUC	Direkte Landnutzungsänderung
DM	Dry matter
Dt	Dezitonnen
EAFRD	European Agricultural Fund for Rural Development
EC	European Commission
ECM	Energiekorrigierte Milch
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfond zur Entwicklung des ländlichen Raumes
EU	Europäische Union
FPCM	Fett- und proteinkorrigierte Milch
FU	Functional Unit
FV	Fleckvieh
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
Gewisola	Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V
GHG	Greenhouse gas
Gt	Gigatonne

GV	Großvieheinheit
Ha	Hektar
Hf	Holstein Friesian
HW	Hinterwälder
IDF	International Dairy Federation
iLUC	Indirekte Landnutzungsänderung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LAZBW	Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg
LCA	Life Cycle Assessment
LEL	Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume in Schwäbisch Gmünd
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LFL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LUC	Landnutzungsänderung (Land Use Change)
m ü. NN	Meter über Normalnull
MEKA	Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg
MI	Management Income
MJ	Mega Joule
MLP	Milchleistungsprüfung
MLR BW	Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg in Stuttgart
MR BY	Milchreport Bayern
N <sub>2</sub> O	Lachgas
NEL	Netto Energie Laktation
PCF	Product Carbon Footprint
RP BW	Rinderreport Baden-Württemberg
THG	Treibhausgase
TM	Trockenmasse
TMR	Totale Mischnration
VW	Vorderwälder
WJ	Wirtschaftsjahr

Sämtliche innerhalb dieser Arbeit verwendeten statistischen Maße sind nicht Teil dieses Abkürzungsverzeichnisses und können bei Backhaus et al. (2008) eingesehen werden.

## Kapitel 1

# Weidemilcherzeugung als Milchproduktionsverfahren mit gesellschaftlichen Zusatznutzen

### 1.1. Darstellung und Trends der Milchproduktion

Deutschlandweit wurden in den vergangenen zehn Jahren zwischen 4 und 4,5 Mio. Milchkühe gehalten (BMELV, 2013a). Einem Rückgang der Milchviehbetriebe im Zeitraum zwischen 1999 und 2012 von 138.500 auf 79.500 stehen Milchleistungssteigerungen von 6.208 kg auf 7.308 kg pro Kuh und Jahr gegenüber, bei leichten Steigerungen der gesamten Milchproduktionsmenge (BMELV, 2013a). Die Durchschnittsleistungen der in der Milchleistungsprüfung (MLP) geprüften Milchkühe lagen in Deutschland als vergleichsweise intensivem Produktionsstandort (FAO, 2010) im Prüfjahr 2013 sogar bei 8.221 kg Milch (DLQ, 2013). Allerdings weist das Mittel aller Rassen beispielsweise in Kanada bereits knapp 10.000 kg Milch pro Kuh und Jahr auf (CDIC, 2014). Für diese hohen Einzeltierleistungen werden jedoch hohe Konzentratfutteranteile in der Fütterung benötigt, weswegen die Weidenutzung neben einem hohen Energiebedarf für die Fortbewegung bezüglich einer konstanten Futterqualität und -aufnahme an Grenzen stößt, wenngleich durch ein gutes Weidemanagement versucht wird, Schwankungen in den Futterqualitäten zur Erzielung hoher Weideleistungen auszugleichen (vgl. Dillon et al., 2006; Rodehutscord, 2006; Kirchgessner et al., 2011; Drophme-Meier et al., 2014). So haben deutschlandweit mit 1,75 Mio. Tieren zwar noch knapp 42 % der deutschen Milchkühe regelmäßigen Weidegang (Statistisches Bundesamt, 2011). In Süddeutschland liegt dieser Anteil mit 28 % für Baden-Württemberg und 16 % für Bayern jedoch deutlich niedriger (Statistisches Bundesamt, 2011). Als entscheidende Gründe für die relative Vorzüglichkeit der ganzjährigen Stallhaltung (vgl. Härle, 2010) werden vor allem die Betriebs- und Arbeitswirtschaft, höhere und stabilere Leistungen und eine höhere Fütterungseffizienz genannt (Brade, 2012), insbesondere vor dem Hintergrund steigender Betriebsgrößen mit erhöhten Technisierungsoptionen.

Die Dauergrünlandfläche Deutschlands betrug im Jahr 2010 4,7 Mio. ha (ca. 28% der LF), wovon 2,5 Mio. ha (15 % der LF) als Weiden, Mähweiden und Almen genutzt wurden. Der Dauergrünlandanteil Baden-Württembergs und Bayerns liegt mit 38 % (583.700 ha) der LF, bzw. 34 % (1.065.500 ha) der LF noch höher. Davon werden in Baden-Württemberg 142.900 ha (10 % der LF) und in Bayern 296.000 ha (9 %) der LF als Weiden, Mähweiden und Almen

genutzt (Statistisches Bundesamt, 2012). Allerdings verringerte sich die für Ernährungszwecke genutzte landwirtschaftliche Produktionsfläche innerhalb Deutschlands u.a. durch die Zunahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen vom Jahr 2000 bis 2010 um 5 % auf 14,7 Mio. ha (Statistisches Bundesamt, 2013). Dieser Rückgang betrifft das Grünland überproportional: Im Zeitraum zwischen 1996 und 2010 sind u.a. durch Grünlandumbruch nur geringe Veränderungen der Ackerflächen (2010: 11,8 Mio. ha) und u.a. durch Sukzession in Grenzertragsregionen leichte Zunahmen der Waldfächen (2010: 10,8 Mio. ha) erkennbar, während das Grünland bei einem täglichen Verlust von knapp 100 ha insgesamt um 637.000 ha zurückging (vgl. Statistisches Bundesamt, 1996, 2012; Oppermann, 2009; BfN 2012).

Im gleichen Zeitraum stieg zudem die im Ausland genutzte (Acker-)Fläche für die Herstellung von nach Deutschland importierten Ernährungsgütern um 38 % auf 18,2 Mio. ha bei einer Nettoimportfläche (nach Abzug von Exporten) von 5,5 Mio. ha an (Statistisches Bundesamt, 2013). Dementsprechend steigerte sich der deutsche Bedarf an Flächen für die Futtermittelproduktion im Ausland in den Jahren zwischen 2000 und 2010 um 43 %, wobei auf diesen Flächen in erster Linie proteinhaltige Futtermittel wie Soja (Importmenge 2011: 3,2 Mio. t Sojabohnen und 3,4 Mio. t Sojaschrot (DBV, 2012)) zur Fütterung von Schweinen, Rindern und Geflügel produziert wird (Statistisches Bundesamt, 2013). Soja dient neben Rapsschrot als Proteinträger für hochleistende Milchkühe im Wesentlichen zum Ausgleich hoher Maissilageanteile in der Ration, während ein dementsprechender Proteinausgleich bei grasbasierten Produktionssystemen i.d.R. nicht notwendig ist (vgl. Lehuger et al., 2009; Kirchgessner et al., 2011; Steinberger et al., 2012).

Doch die Grünlandnutzung im Allgemeinen und die Weidewirtschaft im Speziellen erfüllen viele wichtige gesellschaftliche Funktionen bzw. Bedürfnisse u.a. bezüglich Klima-, Umwelt- und Naturschutz, Tierwohl, Landschaftserhalt sowie Produktqualität, die von Millennium Ecosystem Assessment (2005) als „cultural ecosystems services“ (Ökosystemdienstleistungen) bezeichnet werden und welche in den folgenden Kapiteln kurz beschrieben werden sollen.

## 1.2. Grünland- bzw. Weidenutzung aus der Perspektive des Natur- und Artenschutzes

Der zunehmende Flächenbedarf für die Sojaerzeugung trägt u.a. dazu bei, dass in Südamerika umfangreiche Waldfächen gerodet werden (Knoke et al., 2012). Diese sogenannten Landnutzungsänderungen (LUC) führen regional zu Biodiversitätsverlusten und global zu erheblichen Treibhausgasemissionen (Umweltinstitut München e.V., 2012; Weiss und Leip, 2012; Cas-

tanheira und Freire, 2013). Doch auch auch der Grünlandumbruch in Deutschland kann als LUC pro ha einmalig ca. 20 bis 35 t C-Äquivalente des ursprünglichen Bodenkohlenstoffs freisetzen (Jessel, 2012), weswegen der Grünlanderhalt in der Diskussion um Klimaschutz als äußerst wichtig für die Kohlenstoffspeicherung gilt (Gerowitz et al., 2013). Weitere Vorteile der Grünlandnutzung bestehen bezüglich Erosionsschutz, Wasserreinhaltung (Oppermann, 2009; Gerowitz et al., 2013), Versauerungspotenzial der Böden, terrestrische Eutrophierung, Ökotoxizität und Ressourcenbedarf von Phosphor und Kalium (Sutter et al., 2013).

Darüber hinaus sind Grünlandflächen, in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität, sowohl bei Mahd- als auch insbesondere bei Weidenutzung, meist artenreicher als andere Nutzungs- systeme wie Äcker oder auch viele Wälder (Gerowitz et al., 2013; Borer et al., 2014). Über die Hälfte der ca. 3.600 in Deutschland heimischen Farn- und Blütenpflanzenarten ist im Grünland beheimatet (Oppermann, 2009; Gerowitz et al., 2013). Daneben sind Grünlandflä- chen Lebensraum für eine große Zahl seltener Insekten- und stark gefährdeter, heimischer Vogelarten (Tscharntke et al., 2005; De Bello et al., 2010, Hiron et al., 2013), was insbeson- dere bei extensiver Weidewirtschaft gilt (Farruggia et al., 2014). Zudem können v.a. bei ex- tensiver Grünlandwirtschaft auch gefährdete Tierrassen wie das Vorder- sowie das Hinter- wälder Rind als genetische Ressource und Kulturgut erhalten bzw. genutzt werden, welche z.T. eng mit der Ausbildung verschiedener Grünlandtypen verbunden waren (Gerowitz et al., 2013).

### 1.3. Weidemilcherzeugung aus der Perspektive von Tiergerechtigkeit, Tierwohl sowie Tiergesundheit

Das deutsche Tierschutzrecht verpflichtet Tierhalter „das Tier seiner Art und seinen Bedürfnissen entsprechend angemessen zu ernähren, zu pflegen und verhaltensgerecht unterzubrin- gen“ (Tierschutzgesetz § 2). Doch v.a in extensiven Weidesystemen mit schlechter Futterqua- lität (Charlton et al., 2011; Farruggia et al., 2014) und unter Verwendung von Rassen mit ho- hem Milchleistungspotenzial (vgl. Alawneh et al., 2014) können Stoffwechselstörungen, Fruchtbarkeitsstörungen, Eutergesundheitsprobleme, Lahmheiten oder Leistungsabfall auftre- ten (vgl. Barker et al., 2009; Kirchgessner et al., 2011; Brade, 2012). Daher empfehlen Pic- cand et al. (2013) die Nutzung leichterer Kühe mit geringerem genetischen Milchleistungsni- veau typischer Weideländer wie Irland oder Neuseeland für eine Verbesserung der Tier- gesundheit (MacDonald et al., 2011). Andererseits können insbesondere bei nur partiell Weidegang und bei besserer Weidefutterqualität auch tiergesundheitliche Vorteile nachgewie-

sen werden (z.B. verbesserte Vitaminversorgung und Reduzierung von Gliedmaßen- und Klauenproblemen (von Keyserlingk et al., 2009; Brade, 2012). Auch die Milchleistung muss nicht notwendigerweise niedriger liegen als bei ganzjähriger Stallhaltung (vgl. z.B. Hernandez-Mendo et al., 2007; von Keyserlingk et al., 2009; Chapinal et al., 2010). Aus tiergesundheitlicher Perspektive scheinen dementsprechend eher die spezifischen Umweltbedingungen sowie die Betriebsleiterfähigkeiten von Bedeutung und weniger die Weidehaltung im Vergleich zu modernen Stallhaltungssystemen (vgl. von Keyserlingk et al., 2009).

Aus der Perspektive der Tiergerechtigkeit und des Tierwohls sind natürliche Verhaltensmuster wie das Fortbewegungsverhalten, das Körperpflegeverhalten, das Futteraufnahmeverhalten sowie das Liege- und Sozialverhalten in der Stallhaltung allerdings grundsätzlich eingeschränkter (Bartussek, 1999). Die Weidehaltung ist diesbezüglich als ursprünglichste Rinderhaltungsform der ganzjährigen Stallhaltung überlegen (vgl. Legrand et al., 2009; von Keyserlingk, 2009; Falk et al., 2012; Brade, 2012). Gleichzeitig wird die Weide, von Extremwetterphasen abgesehen, bei freien Wahlversuchen von den Kühen insbesondere nachts als Aufenthaltsort bevorzugt (Legrand et al., 2009; Charlton et al., 2011; Falk et al., 2012).

#### 1.4. Weidemilcherzeugung aus der Perspektive des Verbrauchers und im Hinblick auf strategische Entscheidungen der Molkereien

Weidemilchprodukte mit Bezug auf eine höhere Nachhaltigkeit, Tiergerechtigkeit und Tiergesundheit (auch wenn letztere aus wissenschaftlicher Sichtweise wie dargelegt beim Weidegang nicht unbedingt nachweisbar ist) könnten als „Besonderheit“ im Vergleich zur „Standardmilch“ in Zukunft auch eine gesteigerte Nachfrage von Seiten des Konsumenten erfahren (Zühlsdorf und Spiller, 2012), weil intensive Milchproduktionsformen mit fast ausschließlicher Stallhaltung häufig nicht mehr uneingeschränkt gebilligt werden (vgl. Hellberg-Bahr et al., 2012). Zudem verbinden viele Verbraucher mit der Weidehaltung hohe Qualitätseigenschaften und gesundheitsförderliche Aspekte (Hemmung von Arterienverkalkung, Krebsrisiko, Thrombose, etc. (vgl. Lopez-Huertas, 2010)) von Milch und deren Verarbeitungsprodukten (Hellberg-Bahr et al., 2012). Insbesondere Omega-3-Fettsäuren sowie konjugierte Linolsäuren (CLA) und Linolensäuren werden durch eine grünland- bzw. weidebasierte Fütterung gefördert (Coppa et al., 2011). Diese Zusatznutzen führen beim Konsumenten noch vor dem Attribut „ökologisch“ und auf ähnlichem Niveau wie „regional“ zu einer erhöhten Zahlungsbereitschaft für die „Weidemilch“ (Hellberg-Bahr et al., 2012). Daher wird das Thema „Weidemilch“ bereits von einigen Unternehmen als spezielles Vermarktungskonzept aufge-

griffen (Zühsdorf und Spiller, 2012). Beispiele hierfür sind die Hansano-Molkerei in Updahl (Hansano, 2014), FrieslandCampina in den Niederlanden (FrieslandCampina, 2014) und die Schwarzwaldmilch in Freiburg im Breisgau (Schwarzwaldmilch, 2014), wobei letztere die Herkunft ihrer Weidemilch als bisher einzige deutsche Molkerei auch unabhängig durch Lacon (2014) überprüfen lässt (Weiß, 2014).

Die genannten Vorteile der Grünlandnutzung im Allgemeinen und der Weidenutzung im Besonderen werden auch von der Politik in Form von verschiedenen ordnungsrechtlichen Maßnahmen und Förderprogrammen aufgegriffen.

## 1.5. Grünlandnutzung und Weidemilcherzeugung aus der Perspektive der Politik

Über längere Zeit standen Leistungssteigerungen und einzelbetriebliches Wachstum im Fokus von Ausbildung, Beratung und der Förderpolitik, was für die Mehrzahl der Milcherzeuger und Milchproduktionsstandorte aus ökonomischen Gründen durchaus eine geeignete Strategie sein kann, doch die Nutzung von Grünland bzw. Weide auch in Dauergrünlandregionen weniger interessant erscheinen ließ (Weiß, 2014). Eine bedeutsame Maßnahme, um den damit einhergehenden Grünlandschwund zu stoppen, war die Vereinheitlichung der Flächenprämien für Grünland und Ackerflächen, weil letztere zuvor stärker gefördert wurden (vgl. BMELV, 2012). Auch die Reform der gemeinsamen Agrarpolitik stärkt für die kommende Planungsperiode 2014-2020 durch „Greening“ und eine voraussichtliche Förderung innerhalb der 1. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) das Grünland (vgl. Hellberg-Bahr, 2012; BMELV, 2013b). Daneben dienen viele weitere Agrarumweltmaßnahmen (AUM) einzelner Bundesländer aus der 2. Säule der GAP direkt oder indirekt durch ihren Bezug zu schwierig zu bewirtschaftendem Dauergrünland (vgl. z.B. MLR, 2012), durch zukünftig höhere Fördersätze für Ökobetriebe (z.B. in Niedersachsen (Jongebloed, 2014)) sowie durch spezielle Weideprämien (Brade, 2012; Beißenwenger, 2014; BMEL, 2014) der Stützung von Betrieben mit Weidegang. Weitere Maßnahmen zur indirekten Förderung der Weidehaltung sind die gesetzlichen Umbruchsverbote (vgl. z.B. MLR, 2013) und die „Bayerischen und Baden-Württembergischen Eiweißinitiativen“ (StMELF, 2014; LTZ Augustenberg, 2014). Trotz dieser bereits bestehenden Maßnahmen empfiehlt der Wissenschaftliche Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV für eine weitere Stärkung und den Erhalt von biodiversem Grünland die Erarbeitung einer „Nationalen Grünlandstrategie“ (Gerowitt et al., 2013). Neben den dargestellten Vorteilen der Weidemilcherzeugung schafft der Erhalt von

Betrieben auch Arbeitsplätze in den betroffenen Dauergrünlandregionen, beim vor- und nachgelagerten Handel, dem Handwerk und dem Tourismus. Ob die bisherigen Maßnahmen der Politik, vor allem im Bereich der Ausbildung und Beratung, ausreichend sind, ist angesichts des eingangs diskutierten deutlichen Grünlandschwunds zu hinterfragen.

## 1.6. Hintergrund, Aufbau und Zielstellung der vorliegenden Arbeit

Die effizienteste und nachhaltigste Maßnahme des Grünlanderhalts und der Weidewirtschaft ist jedoch der Nachweis der betriebswirtschaftlichen Wettbewerbsfähigkeit im Vergleich mit anderen Milchproduktionsverfahren. Dabei deuten einige jüngere Studien durchaus auch auf produktionstechnische Vorzüge der Weidemilchproduktion hin (vgl. u.a. Leisen und Verhoeven, 2010; Steinwidder et al., 2010; Thomet et al., 2011; Steinberger et al., 2012). Beispielhaft hierfür vergleicht Tabelle 1 Flächenleistungen bei Kurzrasenweide, die in der Regel mit einem hohem Tierbesatz und vergleichsweise niedrigen Einzeltierleistungen erzielt werden, mit jenen bei Stallhaltung (Leisen, 2014).

Tabelle 1: Synopse von Studien zu Flächenleistungen bei Kurzrasenweide im Vergleich zur Stallhaltung in kg Milch je ha

Standort	Produktionssystem	Stallhaltung	Kurzrasenweide
Haus Riswick, Niederrhein	Ökologisch		10.367
	Konventionell	12.302	14.601
Waldhof, Schweizer Mittelland	Konventionell	11.003	14.767
Oberbayern	Ökologisch		6.000-12.000
Hamilton, Neuseeland	Konventionell		15.634

Quelle: Leisen (2014)

Allerdings betrachten die genannten Studien, die ohne Systemvergleiche auf meist kleinen Betriebszahlen oder Modellrechnungen basieren, im Wesentlichen nur die Produktionstechnik der Weidehaltung sowie partiell die Arbeitswirtschaft. Ökonomische Potenziale werden gar nicht oder nur indirekt abgeleitet.

Neben ihrer Wirtschaftlichkeit müssen Milchproduktionssysteme zukünftig verstärkt auch ihre Umweltverträglichkeit und im Besonderen ihre Klimawirksamkeit nachweisen. Schließlich haben Milchviehbetriebe etwa einen Anteil von 4 % an den globalen Treibhausgasemissionen (Gerber et al., 2010). Allerdings gibt es aus Deutschland bisher nur wenige Arbeiten zu den Klimawirkungen von Milchproduktionssystemen im Allgemeinen und der Weide-

milchproduktion im Speziellen (vgl. Haas et al., 2001; Rahmann, 2012). Eine umfassende, mehrjährige Analyse von Produktionstechnik, Arbeitswirtschaft, Ökonomie und Treibhausgasemissionen in der Weidemilchproduktion fehlt bisher jedoch. Auch die Bewertung der genannten Ökosystemdienstleistungen im Kontext von THG-Emissionen ist noch nicht geklärt (vgl. Ripoll-Bosch et al., 2013). Eine Empfehlung, ob eine aus ökonomischen Gründen möglicherweise vor- oder nachteilhafte Weidemilchproduktion daher auch gesamtgesellschaftlich bezüglich Klimaschutz vor- oder nachteilhaft ist, kann entsprechend der bisherigen Studienlage nicht gegeben werden.

Vor diesem Hintergrund wurde das Forschungsprojekt „Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“ konzipiert. Die Vorgehensweise der Datenerhebung innerhalb dieser Studie ermöglicht erstmals die gemeinsame Darstellung der Wirtschaftlichkeit (Arbeitswirtschaft, Produktionstechnik, Ökonomie) und der Treibhausgasemissionen unter Berücksichtigung partieller Ökosystemdienstleistungen anhand eines großen Samples aus Praxisbetrieben.

Daher sollen innerhalb der vorliegenden Arbeit drei zentrale Hypothesen überprüft werden, die innerhalb der Einzelbeiträge durch weitere Hypothesen ergänzt werden:

1. Weidemilchproduktion ist in Abhängigkeit des Betriebsstandorts, der betriebsstrukturellen Rahmenbedingungen sowie des Weide- und Herdenmanagements im Vergleich zu anderen Milchproduktionssystemen wirtschaftlich konkurrenzfähig.
2. Effizient wirtschaftende Weidebetriebe zeichnen sich neben einer hohen Wirtschaftlichkeit auch durch vergleichsweise niedrigere produktbezogene THG-Emissionen aus, was einzelbetriebliche „THG-Vermeidungsgewinne“ möglich erscheinen lässt und damit sowohl betriebs- als auch volkswirtschaftliche Gewinne induziert.
3. Milchproduktionssysteme mit hohen Ökosystemdienstleistungen werden innerhalb der THG-Bilanzierung schlechter gestellt als Betriebe, die sich nur auf die Milch- und Fleischproduktion konzentrieren, was die Empfehlung einer aus gesamtgesellschaftlicher Sicht vorteilhaften Produktionstechnik zusätzlich erschwert.

Auf der Grundlage dieser Untersuchungen sollte geprüft werden, unter welchen Voraussetzungen und Maßnahmen eine Umsetzung der Weidemilcherzeugung sinnvoll ist. Die innerhalb dieser Arbeit dargestellten Einzelveröffentlichungen bilden dementsprechend das Spannungsfeld zwischen Wirtschaftlichkeit, Ökosystemdienstleistungen und Klimaschutz ab. Dabei ist Klimaschutz zwar auch ein Teil von Ökosystemdienstleistungen, doch werden die beiden Begriffe „Treibhausgase“ und „Ökosystemdienstleistung“ innerhalb dieser Arbeit getrennt betrachtet, weil die Treibhausgasbilanzierung innerhalb dieser Studie auf empirischen

Daten der Stichprobe beruht, während die Einordnung weiterer Ökosystemdienstleistungen der Weidebetriebe überwiegend mit Hilfe geeigneter Indikatoren (z.B. im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen) oder Vergleichsstudien vorgenommen wurde.

In diesem Zusammenhang soll in Kapitel 2 als anonym begutachtetem Beitrag für die 53. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus 2013 in Berlin eine Einordnung zur Wirtschaftlichkeit von Milchviehbetrieben mit (Voll-)Weidegang im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung vorgenommen werden.

Kapitel 3 beschäftigt sich mit der wirtschaftlichen Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung im Kontext steigender Kraftfutterpreise. Der anonym begutachtete Beitrag wurde für die 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau in Bonn 2013 konzipiert.

Kapitel 4 ist eine Stellungnahme für den Wissenschaftlichen Beirat des BMELV für Agrobiodiversität und genetische Ressourcen. Darin sollen die Möglichkeiten und Auswirkungen einer nach betriebswirtschaftlichen Kriterien ausgerichteten Weidehaltung hinsichtlich der Biodiversität im Grünland und der Nutzbarkeit alter, gefährdeter Rassen dargestellt werden.

Kapitel 5 verbindet als eingereichter englischsprachiger Beitrag für das „Journal of Dairy Science“ Ökonomie und einzelbetriebliche Treibhausgasemissionen. Dabei werden Vorschläge gemacht, wie für Milchviehbetriebe mit Weidegang an Hand verschiedener Effizienzkriterien unter besonderer Berücksichtigung des Futterbedarfs pro kg Milch simultan sowohl die Wirtschaftlichkeit als auch die Treibhausgasbilanzen optimiert werden können.

In Kapitel 6 wird innerhalb eines eingereichten Beitrags für die 54. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus 2014 in Göttingen insbesondere die Schwierigkeit der Bewertung multifunktionaler Milchproduktionssysteme im Rahmen einer Treibhausgasbilanzierung thematisiert, wobei ein Vorschlag unterbreitet wird, wie Ökosystemdienstleistungen von Milchviehbetrieben in der Treibhausgasbilanzierung mittels ökonomischer Allokation berücksichtigt werden können.

Kapitel 7 greift den in Kapitel 6 aufgezeigten Weg auf und vergleicht als eingereichter englischsprachiger Beitrag für das „Journal of Environmental Management“ in größerer Detailtiefe verschiedene Methoden der Emissionsaufteilung zwischen Milch und den damit zusammenhängenden Koppelprodukten. Dabei wird neben den Weidebetrieben auch eine zusätzliche Vergleichsstichprobe ganzjähriger Stallhaltungsbetriebe herangezogen, um Unterschiede in den Treibhausgasemissionen, aber im Besonderen auch in den Ökosystemdienstleistungen aufzuzeigen.

## 1.7. Literatur

- Alawneh, J.I., Stevenson, M.A., Williamson, N.B., Lopez-Villalobos, N., Otley, T. (2014): The effects of liveweight loss and milk production on the risk of lameness in a seasonally calving, pasture fed dairy herd in New Zealand. *Preventive Veterinary Medicine*. 113:72-79.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. Weiber, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. Springer-Verlag. Berlin/Heidelberg.
- Barker, Z.E., Amory, J.R., Wright, J.L., Mason, S.A., Blowey, R.W., Green, L.E. (2009): Risk factors for increased rates of sole ulcers, white line disease, and digital dermatitis in dairy cattle from twenty-seven farms in England and Wales. *Journal of Dairy Science*. 92:1971-1978.
- Bartussek, H. (1999): A review of the animal needs index (ANI) for the assessment of animals' well-being in the housing systems for Austrian proprietary products and legislation. *Livestock Production Science*. 61:179-192.
- Beißwenger, E. (2014): Neues Kulturlandschaftsprogramm sieht Heumilchprämie und Erhöhung der Weideprämie vor. Eric Beißwenger MdL, Pressemitteilung vom 07.04.2014.
- BfN (2012): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- BMEL (2014): GAK Rahmenplan 2014. Förderbereich 4: Markt und standortangepasste Landbewirtschaftung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn.
- BMELV (2012): Die gemeinsame Agrarpolitik nach 2013 – aus Sicht des BMELV. Internetquelle vom 09.03.2012: [http://www.ifls.de/uploads/media/Jeub-Vortrag\\_IfLS-Tagung\\_2012-03-09.pdf](http://www.ifls.de/uploads/media/Jeub-Vortrag_IfLS-Tagung_2012-03-09.pdf)
- BMELV (2013a): [www.bmel-statistik.de](http://www.bmel-statistik.de). Hrsg. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin.
- BMELV (2013b): Konzept zur nationalen Umsetzung der Beschlüsse zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2015. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin.
- Borer, E.T., Seabloom, E.W. Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Lind, E.M., Adler, P.B., Alberti, J., Anderson, T.M., Bakker, J.D., Biederman, L., Blumenthal, D., Brown, C.S., Brudvig, L.A. Buckley, Y.M., Cadotte, M., Chu, C., Cleland, E.E., Crawley, M.J., Daleo, P., Damschen, E.I., Davies, K.F., DeCrappeo, N.M., Du, G., Firn, J., Hautier, Y., Heckman, R.W., Hector, A., Hille, J., Lambers, R., Iribarne, O., Klein, J.A., Knops, J.M.H., La Pierre, K.J., Leakey, A.D.B., Li, W., MacDougall, A.S., McCulley, R.L., Melbourne, B.A., Mitchell, C.E., Moore, J.L., Mortensen, B., O'Halloran, L.R., Orrock, J.L., Pascual, J., Prober, S.M., Pyke, D.A., Risch, A.C., Schuetz, M., Smith, M.D., Stevens, C.J., Sullivan, L.J., Williams, R.J., Wragg, P.D., Wright, J.P., Yang, L.H. (2014): Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature*.
- Brade, W. (2012): Vor- und Nachteile der Weidehaltung von hochleistenden Milchkühen. Erschienen in: Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 90(3):447-466.

- Castanheira, E.G., Freire, F. (2013): Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*. 54:49-60.
- CDIC (2014): D037-1 - Average Production by Breed. Canadian Dairy Information Centre (CDIC). Goverment of Canada. Stand: 04.04.2014.
- Chapinal, N., Goldhawk, C., de Passillé, A.M., von Keyerlingk, M.A.G., Weary, D.M., Rushen, J. (2010): Overnight access to pasture does not reduce milk production or feed intake in dairy cattle. *Livestock Science*. 129:104-110.
- Charlton, G.L., Rutter, S.M., East, M., Sinclair, L.A. (2011): Preference of dairy cows: Indoor cubicle housing with access to a total mixed ration vs. access to pasture. *Applied Animal Behaviour Science*. 130:1-9.
- Coppa, M., Ferlay, A., Monsallier, F., Verdier-Metz, I., Pradel, P., Didienne, R., Farruggia, A., Montel, M.C., Martin, B. (2011): Milk fatty acid composition and cheese texture and appearance from cows fed hay or different grazing systems on upland pastures. *Journal of Dairy Science*. 94:1132-1145.
- DBV (2012): Erzeugung und Märkte. Situationsbericht 6, 2012/13. Deutscher Bauernverband.
- De Bello, F., Lavorel, S., Gerhold, P., Reier, Ü., Pärtel, M. (2010): A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation*. 143:9-17.
- Dillon, P., Berry, D.P., Evans, R.D., Buckley, F., Horan, B. (2006): Consequences of genetic selection for increased milk production in European seasonal pasture based systems of milk production. *Livestock Science*. 99:141-158.
- DLQ (2013): Deutsche Milchleistungsprüfung: Quelle für objektive Tiergesundheitsindikatoren. Pressemitteilung vom 03.12.2013. Deutscher Verband für Leistungs- und Qualitätsprüfungen e.V. Bonn.
- Drohme-Meier, F., Kaufmann, L.D., Görs, S., Junghans, P., Metges, C.C., van Dorland, H.A., Bruckmaier, R.M., Münger, A. (2014): Comparison of energy expenditure, eating pattern and physical activity of grazing and zero-grazing dairy cows at different time points during lactation. *Livestock Science*. 162:86-96.
- Falk, A.C., Weary, D.M., Winckler, C., von Keyerlingk, M.A.G. (2012): Preference for pasture versus freestall housing by dairy cattle when stall availability indoors is reduced. *Journal of Dairy Science*. 95:6409-6415.
- FAO (2010): Status of and Projects for Smallholder Milk Production – A Global Perspective, by T. Hemme and J. Otte. Rome.
- Farruggia, A., Pomiès, D., Coppa, M., Ferlay, A., Verdier-Metz, I., Le Morvan, A., Bethier, A., Pompanon, F., Troquier, O., Martin, B. (2014): Animal performances, pasture biodiversity and dairy product quality: How it works in contrasted mountain grazing systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 185:231-244.
- FrieslandCampina (2014): Weidegang fördern. Internetquelle vom 24.04.2014: <http://www.frieslandcampina.com/deutsch/responsibility/outdoor-grazing.aspx>

- Gerber P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H. (2010): Greenhouse gas emissions from the dairy sector - a life cycle assessment. FAO Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Animal Production and Health Division, Rome.
- Gerowitt, B., Schröder, S., Dempfle, L., Engels, E.M., Engels, J., Feindt, P.H., Graner, A., Hamm, U., Heissenhuber, A., Schulte-Coerne, H., Wolters, V., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim BMELV (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV.
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 83:43-53.
- Hansano (2014): Hansano Weidemilch. Internetquelle vom 16.03.2014: <http://www.hansano.de/produkte/hansano-weidemilch.php>
- Härle, C. (2010): Ökonomische Analyse des Betriebszweigs Milchproduktion unter besonderer Berücksichtigung der Tiergesundheit. Technische Universität München.
- Hellberg-Bahr, A., Steffen, N., Spiller, A. (2012): Marketingpotenziale für Weidemilch. *Jahrbuch der österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 2012. 21(1):3-12.
- Hernandez-Mendo, O., von Keyerlingk, M.A.G., Veira, D.M., Weary, D.M. (2007): Effects of pasture on lameness in dairy cows. *Journal of Dairy Science*. 90:1209-1214.
- Hiron, M., Berg, A., Eggers, S., Josefsson J., Pärt, T. (2013): Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 176:9-16.
- Jessel, B. (2012): Erhalt von Dauergrünland mit Instrumenten der GAP verankern. Pressemitteilung Bundesamt für Naturschutz. Informationsdienst Wissenschaft. 16.01.2012. Bayreuth..
- Jongebloed (2014): Niedersachsen setzt in der neuen Förderperiode wichtige Akzente bei Agrarumweltmaßnahmen. Pressemittelung vom 02.04.2014. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Hannover.
- Kirchgessner, M. Roth, F., Schwarz, F., Stangl, G. (2011): *Tierernährung*. 13. Auflage. DLG-Verlag.
- Knoke, T., Román-Cuesta, R.M., Weber, M., Haber, W. (2012): How can climate policy benefit from comprehensive land-use approaches? – *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:438-445.
- Lacon (2014): Lacon Institut. Privatinstitut für Qualitätssicherung und Zertifizierung ökologisch erzeugter Lebensmittel GmbH. Offenburg.
- Legrand, A.L., von Keyserlingk, M.A.G., Weary, D.M. (2009): Preference and usage of pasture versus free-stall housing by lactating dairy cattle. *Journal of Dairy Science*. 92:3651-3658.
- Lehuger, S., Gabrielle, B., Gagnaire, N. (2009): Environmental impact of the substitution of imported soybean meal with locally-produced rapeseed meal in dairy cow feed. *Journal of Cleaner Production*. 17:616-624.

- Leisen E., Verhoeven A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- Leisen, E. (2014): Kurzrasenweide mit hoher Flächenproduktivität. Leitbetriebe ökologischer Landbau Nordrhein-Westfalen. Internetquelle vom 07.05.2014: [http://www.okeolandbau.nrw.de/pdf/projekte\\_versuche/leitbetriebe\\_2010/04\\_04\\_Kurzrasenweide\\_FB\\_10.pdf](http://www.okeolandbau.nrw.de/pdf/projekte_versuche/leitbetriebe_2010/04_04_Kurzrasenweide_FB_10.pdf)
- Lopez-Huertas, E. (2010): Health effects of oleic acid and long chain omega-3 fatty acids (EPA and DHA) enriched milks. A review of intervention studies. *Pharmacological Research*. 61:200-207.
- LTZ Augstenberg (2014): Eiweißinitiative des Landes Baden-Württemberg. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augstenberg. Internetquelle vom 14.04.2014: [http://www.ltz-bw.de/pb/Lde/Startseite/Pflanzenbau+\\_+Umweltschutz/Eiweiss\\_Initiative](http://www.ltz-bw.de/pb/Lde/Startseite/Pflanzenbau+_+Umweltschutz/Eiweiss_Initiative)
- MacDonald, K.A., Beca, D., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R. (2011): Short communication: Effect of stocking rate on the economics of pasture-based dairy farms. *Journal of Dairy Science*. 94(5):2581-2586.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being. Island Press, Washington, DC.
- MLR (2012): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg. MEKA III. <http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/mlr/bro/Broschuere%20MEKA%20III.pdf>. 23.08.2013
- MLR (2013): Fragen und Antworten um die zukünftige EU-Agrarpolitik. Pressemitteilung vom 06.02.2013.
- Oppermann (2009): Gemeinsame Agrarpolitik: Cross Compliance und Auswirkungen auf die Biodiversität. Ergebnisse eines Forschungsprojekts und Empfehlungen für die Weiterentwicklung der Agrarpolitik. Institut für Agrarentwicklung und Biodiversität (IFAB). Mannheim. 03/2009.
- Piccand, V., Cutullic, E., Meier, S., Schori, F., Kunz, P.L., Roche, J.R., Thomet, P. (2013): Production and reproduction of Fleckvieh, Brown Swiss, and 2 strains of Holstein-Friesian cows in a pasture-based, seasonal-calving dairy system. *Journal of Dairy Science*. 96(8):5352-5363.
- Rahmann (2012): Produktionsweise nicht entscheidend für Klimawirkung. FoRep Spezial Ökologischer Landbau. 2012(1). Thünen Institut.
- Ripoll-Bosch, R., de Boer, I.J.M., Bernués, A., Vellinga, T.V. (2013): Accounting for multi-functionality of sheep farming in the PCF of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*. 116:60-68.
- Rodehutscord, M. (2006): Bestimmung der Futteraufnahme, Futterselektion und Verdaulichkeit weidender Mastrinder auf ökologisch bewirtschaftetem Ansaat- und Dauergrünland. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Halle (Saale). Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften.
- Schwarzwaldmilch (2014): Weidemilch. Internetquelle vom 16.03.2014: <http://freiburg.schwarzwaldmilch.de/marken/Schwarzwaelder>
- Statistisches Bundesamt (1996, 2012): Statistisches Jahrbuch 1996; 2012. Wiesbaden.

- Statistisches Bundesamt (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung. Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Fachserie 3, Heft 6. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2013): Immer mehr Flächen im Ausland für Erzeugung deutscher Ernährungsgüter genutzt. Pressemitteilung vom 19. August 2013. 272/13.
- Steinberger, S., Rauch, P., Spiekers, H., Hofmann, G., Dorfner, G. (2012): Vollweide mit Winterkaltung. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising. 5/2012.
- Steinwidder, A., Starz, W., Podstatzky, L., Kirner, L., Pötsch, E.M., Pfister, R., Gallenböck, M. (2010): Low-Input Vollweidehaltung von Milchkühen im Berggebiet Österreichs – Ergebnisse von Pilotbetrieben bei der Betriebsumstellung. Züchtungskunde. 82:241-252.
- StMELF (2014): Aktionsprogramm Heimische Eiweißfuttermittel. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Internetquelle vom 14.04.2014: <http://www.stmelf.bayern.de/agrarpolitik/001128/>
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. Agrarforschung Schweiz. 4(5): 230-237.
- Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S., Steinwidder, A. (2011): Merits of full grazing systems as a sustainably and efficient milk production strategy. Proceedings of the 16<sup>th</sup> European Grassland Federation Symposium, Irdning, Austria, 273-285.
- Tierschutzgesetz §2 (2013): Tierschutzgesetz. Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. Ecology Letters. 8:857-874.
- Umweltinstitut München e.V. (2012): LUC und iLUC. Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen. Internetquelle vom 02.09.13: <http://umweltinstitut.org/agro-kraftstoffe/allgemeines/landnutzungsanderungen-995.html>.
- Von Keyserlingk, M.A.G., Rushen, J., de Passillé, A.M., Weary, D.M. (2009): Invited Review: The welfare of dairy cattle – key concepts and the role of Science. Journal of Dairy Science. 92:4101-4111.
- Weiβ, D. (2014): Erfahrungen der Erzeugung und Vermarktung von Weidemilch aus Süddeutschland, Österreich und der Schweiz: Fettsäuremuster, Vermarktungspotenziale und Absatzchancen. Themenforum des Grünlandzentrums Niedersachsen. 09.04.2014. Rastede.
- Weiss, F., Leip, A. (2012): Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. Agriculture, Ecosystems and Environment. 149:124-134.
- Zühlsdorf, A., Spiller, A. (2012): Trends in der Lebensmittelvermarktung. Agrifood Consulting GmbH. Göttingen.

## Kapitel 2

### Die Vorzüglichkeit der Grünlandnutzung in der Milchproduktion Potenzielle Vorteile der Vollweidehaltung

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Enno Bahrs und Ralf Over

Veröffentlichung inklusive Vortrag in: Wie viel Markt und wie viel Regulierung braucht eine nachhaltige Agrarentwicklung. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., 53. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. (Gewisola), Band 49, 2014, S. 173-184.

#### 2.1. Zusammenfassung

Mit dem Ziel, die Vorzüglichkeit verschiedener Weidesysteme in der Milchproduktion zu ermitteln, wurden mit Unterstützung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 81 Milchviehbetriebe in Süddeutschland mit Weidehaltung im Haupterwerb zufällig ausgesucht und in Bezug auf Arbeitswirtschaft, Betriebszweigauswertung Milchvieh inkl. Jungvieh, einzelbetriebliche Buchführungsergebnisse sowie Produktionstechnik der Weidewirtschaft über drei Wirtschaftsjahre (2009-2011) analysiert. Aus den Untersuchungen geht hervor, dass vor allem durch ökologische und grundfutterbetonte Milchproduktion mit intensiver (Voll-)Weidenutzung auf arrondierten Grünlandflächen hohe Grundrenten pro ha erzielt werden konnten. Im Vergleich zu konventionellen Spitzenbetrieben mit ganzjähriger Stallhaltung können die untersuchten Weidebetriebe eine gute Wettbewerbsfähigkeit aufweisen. Im Vergleich zu einer anderen Vergleichsgruppe aus Milchviehbetrieben in benachteiligten Regionen mit wenig Weidegang konnten die Weidebetriebe der Stichprobe deutlich höhere Grundrenten pro ha erzielen. Daher ist davon auszugehen, dass sich insbesondere die Vollweidehaltung in Verbindung mit ökologischem Landbau vor allem auf marginalen Grünlandstandorten weiter ausdehnen kann, sofern die ökologisch wirtschaftenden Betriebe weiterhin mit vergleichbaren Preisaufschlägen für ökologisch gegenüber konventionell produzierter Milch sowie mit bisherigen Förderniveaus rechnen können. Die Ausdehnung dieser Weidemilcherzeugung könnte für Grenzertragsregionen einen Mehrwert

liefern sowie einen Beitrag zur Erreichung gesellschaftlich gewünschter Nachhaltigkeitskriterien darstellen.

## 2.2. Einleitung

Gegenwärtig sind in Süddeutschland, insbesondere in Grenzertragsregionen, sinkende Milchviehbestände zu verzeichnen, womit zunehmend Grünlandflächen aus der Produktion fallen (BfN, 2012a). Zudem werden in landwirtschaftlichen Gunstlagen aufgrund der hohen Preise für Ackererzeugnisse immer mehr Grünlandflächen in Ackerland überführt (Hartmann, 2012). So nahm die Grünlandfläche zwischen 1996 und 2009 absolut betrachtet deutschlandweit um 112 ha pro Tag ab, während das Ackerland um 24 ha und die Waldflächen um 55 ha pro Tag zunahmen (BfN, 2012b). Dabei kann Grünland einige Vorzüge hinsichtlich verschiedener Nachhaltigkeitskriterien vorweisen: Aufgrund eines vielfach höheren Biodiversitätsniveaus wird Grünland, je nach Nutzungsintensität, von vielen Akteuren als ökologisch vorteilhaft angesehen (vgl. dazu Isselstein et al., 2005; Rook et al., 2004; Hiron et al., 2013). Zudem können Milchviehbetriebe mit hohen Weideanteilen auf Grünlandstandorten Vorteile in Bezug auf Versauerungspotenzial, terrestrische Eutrophierung, Ökotoxizität, Ressourcenbedarf Phosphor und Kali und Abholzung aufweisen (Sutter et al., 2013). Nicht zuletzt gilt Grünland in der Diskussion um Klimaschutz als wichtige Kohlenstoffsenke. Grünlandumbruch kann pro ha einmalig ca. 20 bis 35 t C-Äquivalente des ursprünglichen Bodenkohlenstoffs freisetzen (Jessel, 2012). Auch vor diesem Hintergrund sind verstärkt Maßnahmen für den Grünlandverlust, z.B. in Form von Grünlandumbruchverboten, umgesetzt worden (vgl. MLR, 2013). Allerdings gibt es, in Abhängigkeit von Nutzung und Perspektive, auch Zweifel an der ökologischen Vorteilhaftigkeit des Grünlands. Dies betrifft auch die Weidehaltung. Während Lewis et al. (2011), Belflower et al. (2012) und auch Hülsbergen und Rahmann (2013) die Weidehaltung in Bezug auf Treibhausgasemissionen eher als positiv betrachten, halten sie Brade und Flachowsky (2007), aber auch Sutter et al. (2013) vor allem unter extensiven Bedingungen aus Perspektive des Klimaschutzes für problematisch, was eine Aufwertung der Ration durch Kraftfutter rechtfertigt (Hindrichsen et al., 2006; Christie et al., 2012).

Die Reform der gemeinsamen Agrarpolitik könnte für die Zeit nach 2013 je nach Ausgestaltung des derzeit diskutierten „Greenings“ eine relative Wettbewerbsstärkung der Milchproduktion auf Dauergrünland induzieren, weil Dauergrünlandbetriebe von möglichen Umbruchsverboten, Fruchtfolgerestriktionen und ökologischen Vorrangflächen in Höhe von 5 bzw. 7 % der Ackerflächen weniger stark betroffen wären (vgl. Hellberg-Bahr, 2012).

Darüberhinaus soll Dauergrünland voraussichtlich auch innerhalb der 1. Säule der GAP eine Stärkung erfahren (BMELV, 2013). Doch die effizienteste Form des Grünlanderhalts ist die betriebswirtschaftliche und ökologische Vorzüglichkeit mit geringstmöglichen Fördermechanismen oder ordnungsrechtlichen Maßnahmen, bei gleichzeitig sozialer Akzeptanz. Daher propagiert Steinwidder (2013) auch in der Milchproduktion die Weidehaltung als effiziente Grünlandnutzungsform und differenziert dabei zwischen Halbtagsweide mit 7 bis 10 Stunden Weidegang (tagsüber oder nachts) und Ganztagsweide mit 20 bis 24 Stunden Weidegang pro Tag<sup>1</sup>. Außerdem erwähnt Steinwidder (2013) die Vollweidehaltung als besondere Form der Ganztagsweide, welche das Ziel einer möglichst kostengünstigen Produktion mit hohem Weidegrasanteil, geringer Ergänzungsfütterung und saisonaler Abkalbung hat. Leisen und Verhoeven (2010) und Thomet et al. (2011) zeigen abseits einer ökologischen Betrachtung, dass insbesondere die Vollweidehaltung sowohl produktionstechnisch als auch ökonomisch eine interessante Option der Grünlandnutzung sein kann und damit eine Möglichkeit bietet, Grünland betriebswirtschaftlich sinnvoll zu nutzen oder gar Ackerland in Grünland umzuwandeln. Diese Weideform ist gemäß Leisen und Verhoeven (2010) sehr gut mit ökologischer Milchproduktion kombinierbar, die in den vergangenen Jahren höhere Erzeugerpreise erzielen konnte (BMELV, 2012). Vorteile der Vollweidehaltung für den Landwirt ergeben sich insbesondere durch die im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung niedrigeren Futterkosten, die aus niedrigerem Maschinen- sowie Energieeinsatz (Frank et al., 2011) sowie verringerten Arbeitskosten resultieren (vgl. Thomet, 2006; Steinwidder et al., 2010; LFL, 2012). Allerdings erfordert sie einen großen Anteil arrondierter Flächen<sup>2</sup>. Zwar können Weidekühe in der Regel nicht vergleichbare Milchleistungen erzielen wie bei der Stallfütterung (Dillon et al., 2005), durch insgesamt niedrigere Kosten kann sich dennoch eine ähnliche oder sogar höhere Rentabilität ergeben. Möglicherweise können durch eine verstärkte Weidehaltung neben ökonomischen und ökologischen Parametern als drittes Nachhaltigkeitsziel Verbesserungen in der Tiergesundheit erreicht werden. Schwedischen Studien zufolge kommen entsprechend adaptierte Milchkühe mit einer ökologischen Weidefütterung energetisch sehr gut zurecht (Ahlman et al., 2011) und in Ländern wie Neuseeland oder Irland belegen niedrige Reproduktionsraten von etwa 20 % bei ganzjährigem Weidegang (MacDonald et al., 2011) einen guten Tiergesundheitsstatus. Auch vor diesem Hintergrund wurden mit Unterstützung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 81 süddeutsche Milchviehbetriebe mit Weidenutzung über die Wirtschaftsjahre 2009 bis 2011 untersucht.

<sup>1</sup> Bei 200 Tagen Weidegang pro Jahr entspricht dies 1400 bis 2000 jährlichen Weidestunden pro Kuh bei Halbtagsweide, bzw. 4000 bis 4800 Weidestunden bei Ganztagsweide.

<sup>2</sup> Ein Betrieb der Stichprobe nutzte wegen mangelnder Arrondierung einen mobilen Weidemelkstand.

Davon ausgehend soll in diesem Beitrag die Vorzüglichkeit der Grünlandnutzung bei Milchproduktionssystemen mit Vollweide analysiert werden. Die Betriebe werden dabei auch einem Vergleich mit Halbtagsweidebetrieben und weiteren etablierten Systemen mit vorwiegender oder ausschließlicher Stallhaltung unterzogen, um folgende Hypothesen zu prüfen:

Hypothese 1: Milchproduktion mit Vollweidenutzung ist in süddeutschen Dauergrünland- und Übergangsregionen wettbewerbsfähiger als die Halbtagsweide.

Hypothese 2: Vollweidenutzung kann in süddeutschen Dauergrünland- und Übergangsregionen aufgrund ihrer Wettbewerbsfähigkeit zu einer gesellschaftlich erwünschten Nutzung von Grünland führen.

In diesem Zusammenhang wird auch der potenzielle wirtschaftliche Vorteil der Vollweidenutzung bzw. Grünlandarrondierung in Form verschiedener ökonomischer Erfolgskennzahlen als Maßstab der Wettbewerbsfähigkeit analysiert, woraus Konsequenzen für Milchproduzenten, Beratung und Politik abgeleitet werden.

### 2.3. Methode und Stichprobenbeschreibung mit Halbtagsweide- und Vollweidebetrieben

Als Teil des Forschungsprojekts wurden 81 Milchviehbetriebe in Süddeutschland mit Weidehaltung zufällig ausgewählt und in Bezug auf Arbeitswirtschaft, Betriebszweigauswertung Milchvieh inkl. Jungvieh, einzelbetriebliche Buchführungsergebnisse sowie Produktionstechnik der Weidewirtschaft über drei Wirtschaftsjahre (2009-2011) analysiert (vgl. Tabelle 2). Die Betriebe befinden sich überwiegend in den Dauergrünlandregionen Baden-Württembergs (Schwarzwald, Allgäu) und in Mischgebieten zwischen Acker- und Grünlandnutzung Bayerns (Oberbayern) und Hessens (Odenwald). Die Höhenlage der Betriebe liegt zwischen 250 und 1.100 m ü. NN. Die Weidebetriebe mussten für die Projektteilnahme eine während der Vegetationszeit täglich mindestens sechsstündige Weidephase, einen Mindestbestand von 25 Kühen und einen Laufstall vorweisen und ihr Haupterwerbseinkommen aus der Milchviehhaltung beziehen. Damit sollte die Zukunftsfähigkeit und der Wille zur Weiterentwicklung der Betriebssysteme in den Fokus gestellt werden. In diesem Convenience Sample betreibt der Großteil der Betriebsleiter nicht exakt ein von Thomet (2006), Leisen und Verhoeven (2010), Steinwidder et al. (2010) oder LFL (2012) beschriebenes Weidesystem, welches zum Beispiel durch Kurzrasenweide mit strikt saisonaler Frühjahrskalbung und festgelegten Maximalwerten beim Kraftfuttereinsatz gekennzeichnet sein kann, sondern vielmehr ein eigenes dem Standort und den persönlichen Neigungen entsprechendes Weidesystem.

Tabelle 2: Produktionstechnische Merkmale der Stichprobe bei Halbtagsweide- und Vollweidebetrieben

Weidesystem		Vollweide Mittel	Stdabw.	Halbtagsweide Mittel	Stdabw.
Betriebe	Anzahl	37		44	
Kuhbestand	Stück	44	18	42	14
Hauptfutterfläche	ha	55	27	57	21
Dauergrünlandanteil	%	83	18	85	23
Milchleistung	kg/Kuh	5.848	1.008	6.586	1.422
Grundfutterleistung	kg/Kuh	3.780	1.063	3.704	1.057
Weidestunden	h/a	3.593	560	1.462	291
Arrondierungsgrad	%	62	14	57	14
Anteil Ökobetriebe	%	50		60	

Quelle: Eigene Darstellung

Dennoch lassen sich die Betriebe hinsichtlich ihrer Intensität der Weidenutzung in 44 Betriebe mit „Halbtagsweide“ (700 bis 2000 Weidestunden/a) und 37 Betriebe mit „Ganztagsweide“ (2400 bis 4800 h/a) unterscheiden (vgl. Tabelle 2). Da von den 37 Ganztagsweidebetrieben 68 % außerdem eine strikt saisonale Abkalbung betreiben und weitere Betriebsleiter saisonale Abkalbungsschwerpunkte zur Maximierung des Weidegraseinsatzes setzen, sollen alle Ganztagsweidebetriebe gemäß Steinwidder (2013) als Vollweidebetriebe betrachtet werden. Niedrigere Jahresweidestunden der Betriebsgruppen im Vergleich zu Steinwidder (2013) sind auch in teilweise kürzeren Vegetationszeiten der Stichprobe von nur 160 bis 180 Tagen begründet. 48 % der Betriebe praktizieren als Weidesystem die Kurzrasenweide, bei welcher das Weidegras einer sehr frühen und andauernden Nutzung unterzogen wird (vgl. LFL, 2012), während 52 % Umtreibs- oder Portionsweide mit weniger Nutzungen pro Jahr und längeren Erholungsphasen für den Grasbestand betreiben (vgl. Elsäßer und Thumm, 2013).

## 2.4. Untersuchung bedeutender Bestimmungsfaktoren für die Wettbewerbsfähigkeit der Stichprobe

Als erster Schritt zur Einordnung der Wettbewerbsfähigkeit der Betriebe aus der Stichprobe sollen anhand einer multiplen linearen Regressionsanalyse wesentliche Bestimmungsfaktoren für die Parameter kalkulatorisches Betriebszweigergebnis<sup>3</sup> pro kg Milch, kalkulatorisches Betriebszweigergebnis pro Betrieb, Grundrente pro ha und Stundenentlohnung im Durch-

<sup>3</sup> Dabei berücksichtigte Faktorkosten: 15 Euro Stundenentlohnung für Familienarbeitskräfte, 5 % Zinsansatz für das eingesetzte Kapital sowie ein ortsüblicher Pachtansatz für die eingesetzten Flächen.

schnitt der drei Wirtschaftsjahre (2009-2011) identifiziert werden.<sup>4</sup> Diese Kennzahlen stellen je nach individuellen Voraussetzungen jeweils bedeutende Entscheidungsparameter im betrieblichen Management dar (vgl. u.a. Kuhlmann, 2007). Der Einfluss einzelner Variablen kann sich dabei in Abhängigkeit von der zu betrachtenden ökonomischen Zielgröße unterscheiden. Tabelle 3 stellt die vier wesentlichen Bestimmungsfaktoren für das kalkulatorische Betriebszweigergebnis pro kg Milch dar, die ein Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,66 generieren.

Tabelle 3: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für das kalk. Betriebszweigergebnis/kg Milch (WJ 2009-2011; p<0,05)

$R^2$ : 0,66	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten
Std. Fehler: 6,31	B	Std. Fehler	Beta
Milchpreis in Ct/kg Milch	0,987	0,118	0,593
Milchleistung in kg/Kuh	0,004	0,001	0,528
Arbeitsaufwand/Kuh	-0,143	0,029	-0,337
Weidestundenzahl/Kuh	0,002	0,001	0,203
Konstante	-69,38	7,588	

Quelle: Eigene Darstellung

Insbesondere der Milchpreis (ökologische Wirtschaftsweise) und die Milchleistung pro Kuh zeigten sich als die bedeutendsten Einflussfaktoren auf den wirtschaftlichen Erfolg der Weidehaltung. Aber auch der Arbeitsaufwand und die Weidestundenzahl pro Kuh und Jahr stehen als bedeutende Erfolgsparameter heraus.

Tabelle 4: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für kalk. Betriebszweigergebnis pro Betrieb (WJ 2009-2011; p<0,05)

$R^2$ : 0,57	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten
Std. Fehler: 14.985	B	Std. Fehler	Beta
Milchpreis in Ct/kg Milch	1.629	305	0,466
Grundfutterleistung/Kuh	5,434	1,714	0,257
Weidesystem	-9.523	3.583	-0,215
Anteil arrondierter Flächen	16.649	6.457	0,197
Konstante	-103.501	14.066	

Quelle: Eigene Darstellung

<sup>4</sup> Unter Berücksichtigung der Linearitäts-, Multikolinearitäts-, Heteroskedastizitäts- sowie Normalverteilungsbedingungen der Störgrößen.

Zur Einordnung der Ertragskraft des Gesamtbetriebs beschreibt Tabelle 4 mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,57 das kalkulatorische Betriebszweigergebnis pro Betrieb. Das Weidesystem wird durch Dummy-Variablen charakterisiert mit Kurzrasenweide = 0 und Umtriebs- und Portionsweide = 1. Das negative Vorzeichen für  $x_3$  zeigt signifikant höhere Grundrenten für Betriebe mit Kurzrasenweide an. Für vier Variablen (Milchpreis, Weidesystem, Grundfutterleistung und Anteil arrondierter Flächen) konnte ein signifikanter Einfluss ( $p<0,05$ ) erkannt werden. Für die Maximierung des Gesamtertrags rücken somit die Flächenausstattung und -nutzung etwas stärker in den Fokus. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,62 stellt Tabelle 5 die wesentlichen Bestimmungsfaktoren für die Grundrente/ha u.a. als Maßstab einer Pachtzahlungsbereitschaft dar. Nach Einflussgröße sortiert sind diese der Milchpreis, die Hauptfutterfläche/Betrieb, das Weidesystem und die Grundfutterleistung.

Tabelle 5: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für die Grundrente pro ha (WJ 2009-2011;  $p<0,05$ )

$R^2: 0,62$	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten
Std. Fehler: 318,1	B	Std. Fehler	Beta
Milchpreis in Ct/kg Milch	32,75	6,522	0,413
Hauptfutterfläche in ha	7,881	1,551	0,374
Weidesystem	-290,9	75,98	-0,290
Grundfutterleistung/Kuh	0,134	0,038	0,280
Konstante	-2.086	303,3	

Quelle: Eigene Darstellung

In Tabelle 6 werden die wesentlichen drei Bestimmungsfaktoren für die Stundenentlohnung beschrieben. Diese sind der Milchpreis, die Grundfutterleistung und der Kuhbestand.

Tabelle 6: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse zur Identifikation der Erfolgsfaktoren für Stundenentlohnung inkl. Faktorkosten (WJ 2009-2011;  $p<0,05$ )

$R^2: 0,47$	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten
Std. Fehler: 5,919	B	Std. Fehler	Beta
Milchpreis in Ct/kg Milch	-6,972	1,381	-0,439
Grundfutterleistung/Kuh	0,003	0,001	0,358
Kuhbestand	0,111	0,042	0,222
Konstante	-3,459	3,470	

Quelle: Eigene Darstellung

Die Tabellen 2 bis 5 haben dargelegt, dass je nach ökonomischer Zielgröße andere Bestimmungsgrößen für die Wettbewerbsfähigkeit des Milchproduktionssystems ausschlaggebend sind. In Tabelle 7 werden die signifikanten Einflussfaktoren ( $p<0,05$ ) nach der Häufigkeit des Auftretens in den Regressionsanalysen sortiert. Am häufigsten aufgetreten sind der Milchpreis (4x) und die Grundfutterleistung (3x).

Tabelle 7: Häufigkeit signifikanter Bestimmungsgrößen ( $p<0,05$ ) in der Stichprobe zur Schätzung bedeutender ökonomischer Kennzahlen in der Milchproduktion

	Kalk. BZE/ kg Milch	Kalk. BZE/ Betrieb	Grundrente/ ha	Stunden- entlohnung
Milchpreis	x	x	x	x
Grundfutterleistung/Kuh	-	x	x	x
Weidesystem	-	x	x	-
Weidestundenzahl	x	-	-	-
Flächenarrondierung	-	x	-	-
Arbeitsaufwand/Kuh	x	-	-	-
Kuhbestand	-	-	-	x
Hauptfutterfläche	-	-	x	-
Milchleistung/Kuh	x	-	-	-

Quelle: Eigene Darstellung

Allerdings zeigen auch das Weidesystem, die Weidestundenzahl, der Anteil arrondierter Flächen, sowie der Arbeitsaufwand/Kuh einen erkennbaren Einfluss. Diese Einflussfaktoren sind gleichzeitig typische Merkmale, bzw. Vorteile der Vollweide (vgl. Thomet, 2006; Leisen und Verhoeven, 2010; Steinwidder et al., 2010; Thomet et al., 2011; LFL, 2012). Allerdings erscheinen mit dem Kuhbestand, der Hauptfutterfläche/Betrieb sowie der Milchleistung/Kuh auch Einflussfaktoren, die nicht als typische Vorteile von Vollweidebetrieben bezeichnet werden können, aber zumindest mit Halbtagsweidebetrieben verbunden sein können, insbesondere wenn ein Mangel an arrondierten Flächen bestehen sollte (vgl. Brade, 2012).

## 2.5. Möglichkeiten und Grenzen für die (voll-)weidebasierte Milchproduktion

### 2.5.1. Wechsel von Halbtagsweide zur Vollweide

Die multiplen linearen Regressionsanalysen deuten an, dass einige die Wettbewerbsfähigkeit determinierende Bestimmungsfaktoren insbesondere für die Milchproduktion unter Vollweide- im Vergleich zu Halbtagsweidebedingungen sprechen.

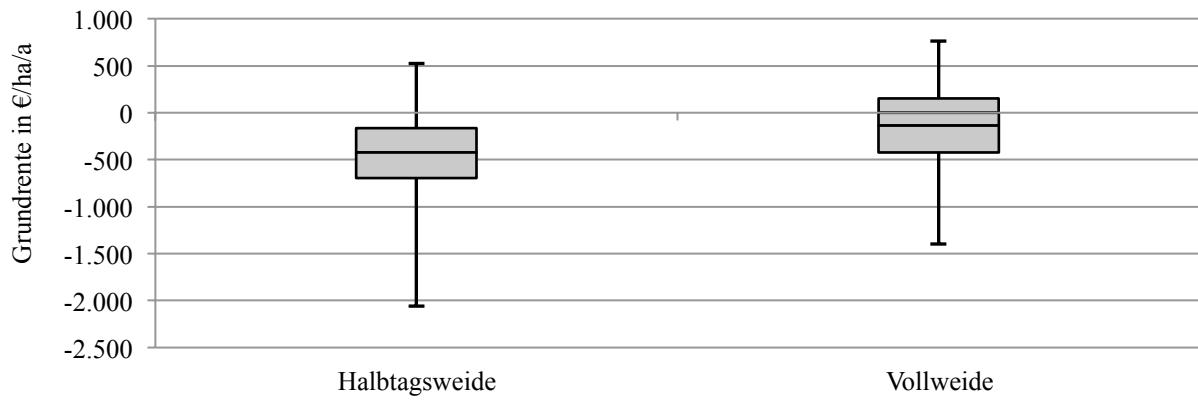


Abbildung 1: Jährliche Grundrenten in €/ha als Whisker-Boxplot im Vergleich der Halbtagsweidebetriebe mit den Vollweidebetrieben ohne Berücksichtigung von Zahlungsansprüchen

Quelle: Eigene Darstellung

Wird in diesem Zusammenhang die Grundrente als Maßstab für Pachtzahlungsbereitschaften diskutiert, so wird anhand der Abbildung 1 angedeutet, dass Betriebsleiter von Halbtagsweidebetrieben verstärkt mit dem Gedanken spielen sollten, das System auf Vollweidehaltung umzustellen, sofern die strukturellen, topografischen und pedologischen Voraussetzungen gegeben sind. Die zusätzliche Pacht bzw. der Erwerb hofnaher Flächen zur Sicherstellung einer für die Vollweidehaltung ausreichenden Arrondierung kann einzelbetrieblich angezeigt sein. Betreibt ein Milchviehbetrieb bereits Halbtagsweidegang, so stellt sich für ihn die Frage, wie viel Fläche er zusätzlich benötigt, um auf Vollweide umzustellen. Zur Ermittlung des Flächenbedarfs zeigt Abbildung 2 den Weideflächenbedarf der Halbtagsweide- und der Vollweidebetriebe der Stichprobe über den gesamten Vegetationsverlauf.

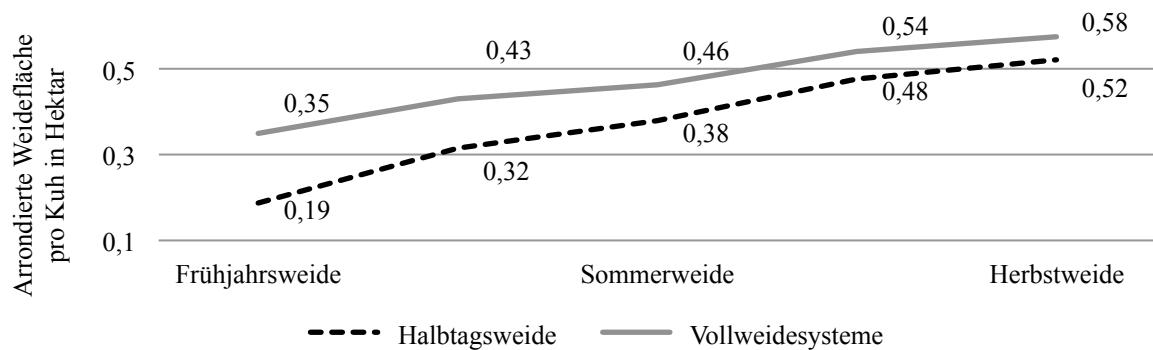


Abbildung 2: Nutzung von Weideflächen bei Halbtags- und Vollweide in ha pro Kuh während der Vegetationsphase

Quelle: Eigene Darstellung

Die Halbtagsweidebetriebe beginnen das Weidejahr mit einem arrondierten Weideflächenanteil von 0,19 ha/Milchkuh und enden im Herbst bei 0,52 ha pro Kuh. Die Vollweidebetriebe nutzen mit 0,35 ha/Kuh im ersten Schnitt 0,16 ha mehr. Gegen Ende der Vegetation nähern sich die Linien einander an und die Vollweide schließt mit 0,58 ha/Kuh. Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Weidenutzung pro Kuh von 0,38 ha bei Halbtagsweide bzw. 0,47 ha bei Vollweide. Die geringe Differenz der beiden Verfahren im Bereich des Flächenbedarfs über den Vegetationsverlauf könnte in einer höheren Weidefutternutzungseffizienz der Vollweidebetriebe im Vergleich zu den Halbtagsweidebetriebe begründet sein, welche die Kühe zur Erreichung höherer Milchleistungen möglicherweise das Weidegras stärker selektieren lassen. Denn gemäß der Stichprobe scheinen Halbtagsweidebetriebe zu Vegetationsende höhere Weideverluste zu akzeptieren, wodurch sie das Futterpotenzial genutzter (arrondierter) Flächen nicht ausschöpfen. Wird dieses Futterpotenzial effizienter genutzt und wird der potentielle gesamtbetriebliche Grundrentenvorteil der Vollweidehaltung ins Kalkül gezogen, können sich erhebliche Zahlungsbereitschaften für Flächen zur Sicherstellung der Arrondierung ergeben, die in Einzelfällen auch zur Umnutzung von Ackerland zu Grünland führen könnten.

### 2.5.2. Umnutzung von Ackerland zu Grünland

Im Zeitraum zwischen 1996 und 2009 gingen deutschlandweit 532.000 ha Grünland verloren, was vor allem einer umfangreichen Umwandlung in Ackerland geschuldet ist, die im gleichen Zeitraum trotz großflächiger Umwandlungen von Ackerflächen in Verkehrs- und Siedlungsflächen um 113.000 ha angewachsen ist (BfN, 2012b). Die im Durchschnitt höher erzielbaren Grundrenten bzw. Pachtzahlungen von Ackerland (Jahrespacht 1996: 157 €/ha; 2010: 228 €/ha können als wesentliche Triebkraft für die Umwandlung von Dauergrünland (Jahrespacht 1996: 123 €/ha; 2010: 129 €) in Ackerland angesehen werden (Statistisches Bundesamt 1996; 2012). Wenngleich die zuvor angestellten Analysen suggerieren könnten, die Vollweidehaltung könnte auch das Potenzial besitzen, außerhalb typischer Dauergrünlandregionen eine adäquate Alternative darzustellen, wird durch den Vergleich in Tabelle 7 deutlich, dass diese Erwartungshaltung nicht flächendeckend gerechtfertigt wäre. Dabei werden der Durchschnitt der Weidebetriebe mit einer Zusammenstellung konventioneller Spitzenbetriebe mit ganzjähriger Stallhaltung aus dem gleichen Untersuchungsgebiet innerhalb derselben Wirtschaftsjahre (Rinderreporte Baden-Württemberg; Milchreporte Bayern; 2009 bis 2011) in Bezug auf einige der oben genannten wichtigen Bestimmungsfaktoren und der davon abhängenden wirtschaftlichen Größen analysiert. Dabei wurde die Auswahl des oberen Vier-

tels nach der Höhe der kalkulatorischen Betriebszweigergebnisse pro kg Milch vorgenommen. Diese ausschließlich konventionell wirtschaftenden Betriebe zeichnen sich durch überdurchschnittliche Flächen- und Bestandsgrößen sowie Leistungen in der Produktionstechnik und Wirtschaftlichkeit bei gleichzeitiger geringer Weidenutzung aus. Dem oberen Viertel der ganzjährigen Stallhaltungsbetriebe wird zum Vergleich unter dem Gesichtspunkt intensivster Weidenutzung das obere Viertel der 37 ausschließlich Vollweide betreibenden Betriebe mit den höchsten kalk. Betriebszweigergebnissen pro kg Milch gegenübergestellt. Zwar stellen die Weidebetriebe und darunter insbesondere das obere Viertel im Vergleich zu den konventionellen Stallhaltungsbetrieben vor allem auch im Hinblick auf nur etwa halb so große Bestandesgrößen eine relativ hohe Wettbewerbsfähigkeit unter Beweis. Allerdings beziehen die Weidebetriebe einen erheblich höheren Anteil ihrer Grundrente aus politisch nicht garantierten Fördermitteln der 2. Säule als die konventionellen Stallhaltungsbetriebe. Darüber hinaus ist der Erfolg der Weidebetriebe viel stärker von einem ökologisch motivierten Milchpreisaufschlag flankiert, der nicht zwingend dauerhaft in dieser Höhe bestehen muss.

Tabelle 8: Vergleich der Weidebetriebe mit konventionellen Stallhaltungsbetrieben aus Baden-Württemberg und Bayern in Bezug auf produktionstechnische Merkmale sowie ökonomische Kennzahlen (2009-2011; Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis)

	Einheit	Durchschnitt aller Weidebetriebe	oberes Viertel Vollweidebetriebe	Durchschnitt RP BW + Milchreport BY <sup>5</sup>	oberes Viertel RP BW + MR BY <sup>6</sup>
Betriebe	Anzahl	81	9	ca. 600	ca. 150
Kuhbestand	Stück	43	51	80	102
Flächenausstattung	ha	56	61	74	85
Milchleistung	kg/Kuh	6.239	6.019	8.227	8.629
Auszahlungspreis	Ct/kg	38,7	45,8	32,7	33,0
Grundfutterleistung	kg/Kuh	3.740	4.382	3.385	3.849
Arondierungsgrad	%	59	76	unbekannt	unbekannt
Weidestunden	h/a	2.424	3.477	Niedrig	Niedrig
Saisonale Abkalbung	%	35	89	0	0
Förderung 2. Säule	€/ha	253	259	89	97
Kalk. BZE/kg Milch	Ct/kg	-10,6	4,4	-5,5	1,5
Kalk. BZE/Betrieb	€/Betrieb	-22.710	15.148	-35.938	13.159
Grundrente	€/ha	-316	419	-233	407

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Datenbasis von LEL (2009, 2010, 2011) sowie LFL (2009, 2010, 2011)

<sup>5</sup> Zusammenstellung des Durchschnitts der BZA-Betriebe aus Rinderreport Baden-Württemberg und Milchreport Bayern (Wirtschaftsjahr 2008/09-2010/11), wobei im Milchreport Bayern ab 2010 auf Marktpreise für Futterkosten anstatt Erzeugungskosten umgestellt wurde.

<sup>6</sup> Beste 25 % des Rinderreports BW bzw. beste 25 % des Milchreports Bayern (2008/09-2010/11).

Grundrentenvorteile durch Weidenutzung im Allgemeinen können somit anhand dieser Analyse im Vergleich zu den ganzjährigen Stallhaltungsbetrieben nicht detektiert werden. Darüber hinaus weisen Vollweidebetriebe weitere Nachteile auf, die bislang noch nicht genannt wurden. Dazu zählt die geringere Flexibilität im Bereich von Bestandsweiterungen, die durch die Arrondierungsnotwendigkeit der Vollweidehaltung schnell an Grenzen stößt. Somit wird die Vollweidehaltung für viele Milchproduzenten in Nord- und Ostdeutschland in Anbetracht mittlerweile realisierter Bestandsgrößen keine Alternative sein.

### 2.5.3. Nutzung von (Voll-)weidesystemen in benachteiligten Regionen

Allerdings bleibt die Weidehaltung im Allgemeinen und die Vollweidehaltung im Speziellen eine interessante Option für die insbesondere in Mittel- und Süddeutschland identifizierbaren benachteiligten (Mittelgebirgs-)Regionen. Grünlandverluste entstehen hier weniger durch die Umwandlung von Grünland zu Ackerflächen, sondern vor allem durch eine zunehmende Bewaldung. So wurden im Zeitraum von 1990 bis 2009 etwa 95.000 ha Grünland in Wald umgewandelt, was einem Zuwachs von 2,6 % entspricht (Statistisches Bundesamt 1990; 2012). Hauptursache ist laut BfN (2012b) die natürliche Sukzession auf marginalen Grünlandstandorten, wo die Waldzuwächse regional erheblich höher sein können (Schwarzwald, Bayerischer Wald, Thüringer Wald). Die damit einhergehende Gefahr des Biodiversitätsverlusts (Ostermann, 1998) auf diesen Standorten könnte durch Vollweidenutzung begrenzt werden, wenn dadurch höhere Grundrenten erzielt werden können als mit der bisherigen Bewirtschaftungsform bzw. der Sukzession. Aus diesem Grund stellt Tabelle 9 einen Vergleich der Weidebetriebe mit einer weiteren Vergleichsgruppe Süddeutschlands dar (vgl. u.a. Breitenfeldt, 2013), deren Betriebsflächen den eben beschriebenen, von Sukzession bedrohten marginalen Grünlandstandorten in weiten Teilen entsprechen. Diese Betriebe wirtschaften teilweise in Anbindeställen und liegen zu großen Teilen auf einer Höhe über 900 m ü. NN. Von 21 Betrieben wirtschaften 9 ökologisch und 12 konventionell. 13 Betriebe führen eine Form der Halbtagsweide durch, 8 füttern ganzjährig im Stall. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden aus unserer Stichprobe ebenso nur jene Betriebe berücksichtigt, die eine Höhe über 900 m ü. NN überschreiten. Die Erfassungsmethode der Vergleichsgruppe gleicht der unserer Stichprobe sehr stark, wenngleich die Daten von anderen Personen erhoben wurden, was ein Fehlerpotenzial vor allem im Bereich kalkulatorischer Faktorkosten induzieren könnte.

Es zeigt sich, dass die Betriebe dieser Vergleichsgruppe trotz vergleichbarer tierischer Leistungen erheblich niedrigere Grundrenten pro ha erzielen als die Weidebetriebe unserer Unter-

stichprobe<sup>7</sup>. Ursachen hierfür sind neben niedrigeren Milcherlösen insbesondere höhere Futterkosten sowie ein höherer Arbeitsaufwand, der sich neben der Anbindehaltung auch durch eine deutlich geringere und weniger effiziente Weidenutzung ergeben kann.

Tabelle 9: Gegenüberstellung der Weidebetriebe mit einer Vergleichsgruppe von Betrieben benachteiligter Regionen > 900 m ü. NN bezüglich produktionstechnischer Merkmale und Grundrenten (2009-2011; Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis)

	Einheit	Durchschnitt Weide > 900 m ü. NN	oberes Viertel Weide > 900 m ü. NN	Durchschnitt Vergleichs- gruppe > 900 m ü. NN	oberes Viertel Vergleichs- gruppe > 900 m ü. NN
Betriebe	Anzahl	20	5	21	5
Kuhbestand	Stück	37	41	33	41
Flächenausstattung	ha	55	54	39	55
Milchleistung	kg/Kuh	6.478	6.673	5.824	6.509
Auszahlungspreis	Ct/kg	40,5	46,6	36,4	36,8
Grundfutterleistung	kg/Kuh	3.968	4.667	3.666	4.208
Saisonale Abkalbung	%	10	40	0	0
Grundfutterkosten	Ct/kg	19,46	16,71	31,68	23,11
Lohnkosten + Lohnansatz <sup>8</sup>	Ct/kg	19,55	13,93	29,87	20,82
Grundrente	€/ha	-272	+338	-1.147	-272

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Datenbasis von Breitenfeld (2013)

## 2.6. Schlussfolgerungen

Die nicht repräsentative Stichprobe der an dieser Stelle analysierten Weidebetriebe deutet das Erfolgspotenzial an, das insbesondere Vollweidebetriebe mit hohen Flächenarrondierungsanteilen sowie hohen Grundfutterleistungen aus Weidegras in Verbindung mit ökologischer Wirtschaftsweise realisieren können. Aus Wettbewerbsgesichtspunkten erscheint die Vollweidehaltung der Halbtagsweide gemäß unserer Stichprobe überlegen und würde noch weiter an Vorzüglichkeit gewinnen, wenn sich die gegenwärtige Spreizung zwischen grünlandbürtigen und ackerbürtigen Futtermitteln erhöhen würde. Durch den Vergleich mit konventionellen Spitzenbetrieben Süddeutschlands wurde jedoch deutlich, dass (Voll-)Weidehaltung keine generelle Empfehlung darstellen kann, denn erstere konnten trotz eines erheblich niedrigeren Förderniveaus vergleichbare Grundrenten pro ha erzielen. Somit kann die Vollweidehaltung

<sup>7</sup> Um die Betriebszahl der Stichprobe > 900 m ü. NN vergleichbar zu gestalten, wurden hier Voll- und Halbtagsweidebetriebe gemeinsam gruppiert; die zuvor ausgearbeiteten potentiellen wirtschaftlichen Vorteile der Vollweide im Vergleich zur Halbtagsweide bleiben auch in dieser Unterstichprobe bestehen.

<sup>8</sup> Lohnkosten + Lohnansatz (15 €/h) für Familienarbeitskräfte.

unter den gegebenen Rahmenbedingungen i.d.R. keine Verdrängung ackerbetonter konventionell wirtschaftender Milchproduzenten erreichen. Dies wäre in Anbetracht eines möglicherweise daraus resultierenden zu hohen Angebots ökologisch produzierter Milch mit entsprechenden Preisrückgängen auch kaum zu erwarten. Eine bedeutende Rückführung von Ackerland zu Grünland zur Vollweidenutzung erscheint daher unter den derzeitigen Marktbedingungen unwahrscheinlich, wenngleich dieser Effekt in Grenzertragsregionen nicht auszuschließen ist. Zumindest kann diese Form der Milchproduktion, insbesondere bei einer Orientierung am oberen Viertel der Vollweidebetriebe, zu einer verstetigten Nutzung von Grünland in diesen Regionen führen und dem gesellschaftlich nicht erwünschten, gegenwärtig jedoch feststellbaren Trend der Sukzession begegnen. Dies zeigt auch der Vergleich mit Betrieben aus einer weiteren Vergleichsgruppe mit deutlich schwierigeren Produktionsbedingungen als die der konventionellen Spitzenbetriebe auf über 900 m ü. NN und mit wenig Weidegang. Demgegenüber schneiden diejenigen Weidebetriebe unserer Stichprobe, welche ebenso auf über 900 m ü. NN produzieren, wirtschaftlich sehr gut ab. Daher könnte die (Voll-)weidehaltung insbesondere in Mittelgebirgsregionen eine vorzügliche Landbewirtschaftungsform mit den gesellschaftlich gewünschten Effekten sein.

Vor diesem Hintergrund könnte die Notwendigkeit zunehmender Züchtungsanstrengungen für vollweidegeeignete Milchkühe deutlich werden, damit die zuvor genannten Ergebnisse für Weidebetriebe noch verbessert werden können und ein vergleichbares Niveau erreichen wie in anderen Ländern mit etablierten Vollweidesystemen. Darüber hinaus deuten die Ergebnisse an, dass die Vollweidehaltung einen Fördertatbestand im Bereich der landwirtschaftlichen Betriebsberatung darstellen könnte, um ein Best Practice der Vollweidehaltung stärker in die Breite bzw. bei den Milchproduzenten in Mittelgebirgslagen oder benachteiligten Regionen zu vermitteln. Viele Betriebsleiter könnten mit einer Umstellung auf Vollweidehaltung zögern, weil damit ein Paradigmenwechsel in der einzelbetrieblichen Milchproduktion verbunden sein kann. Beratung kann die Motivation zur Umstellung jedoch erheblich fördern, sofern diese aus betriebsstrukturellen, topografischen und pedologischen Gründen überhaupt möglich ist. Damit könnte die Grünlandbewirtschaftung von Flächen auf Grenzertragsstandorten gesichert oder sogar ausgebaut werden. Damit diese Forderungen substantiiert werden können, wäre jedoch eine Analyse mit einem größeren, überregionalen Sample wünschenswert, um die zuvor genannten Ergebnistrends bestätigen zu können.

## 2.7. Literatur

- Ahlman, T., Berglund, B., Rydhmer, L., Strandberg E. (2011): Culling reasons in organic and conventional dairy herds and genotype by environment interaction for longevity. *Journal of Dairy Science*. 94(3):1568-1575.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. Springer-Verlag. Berlin/Heidelberg.
- Belflower, J.B., Bernard, J.K., Gattie, D.K., Hancock, D.W., Risso, L.M., Rotz, C.A. (2012): A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. *Agricultural Systems*. 108:84-93.
- BfN (2012a): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- BfN (2012b): Grünlandverlust ist weiter dramatisch. Pressemitteilung des Bundesamts für Naturschutz vom 16.01.2012. Berlin/Bonn.
- BMELV (2012): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Berlin.
- BMELV (2013): Konzept zur nationalen Umsetzung der Beschlüsse zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2015. Berlin.
- Brade, W. (2012): Vor- und Nachteile der Weidehaltung von hochleistenden Milchkühen. *Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*. 90(3):447-466.
- Brade, W., Flachowsky, G. (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methanemissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde*. 79:417-465.
- Breitenfeldt, P. (2013): Unveröffentlichte Daten. Milchprojekt Schwarzwald. Emmendingen.
- Christie, K.M., Gourley, C.J.P., Rawnsley R.P., Eckard, R.J., Awty, I.M. (2012): Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Animal Production Science*. 52:998-1011.
- Dillon, P., Roche, JR., Shalloo, L., Horan, B. (2005): Optimising financial returns from grazing in temperate pastures. Utilisation of Grazed Grass in Temperate Animal Systems. Proceedings of a satellite workshop of the XXth International Grassland Congress, Cork, Ireland. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands. 131-147.
- Elsäßer, M. und Thumm, U. (2013): Gruenland-Online: Weidehaltung. Internetquelle vom 23.20.13: <http://www.gruenland-online.de>
- Frank, H., Schmid, H., Hülsbergen, K.J. (2011): Analyse des Energieeinsatzes und der Energieeffizienz bei der Futtererzeugung in der Milchviehhaltung. 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Hartmann, A. (2012): Dauergrünland in Baden-Württemberg. *Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg* 02/2012. Statistisches Landesamt BW. Stuttgart.

- Hellberg-Bahr, A., Fahlbusch, M., Brümmer, B., Spiller, A. (2012): Der Markt für Milch und Milcherzeugnisse. German Journal of Agricultural Economics. 61:41-59.
- Hindrichsen, I.K., Wettstein, H.R., Machmüller, A., Kreuzer, M. (2006): Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. Agriculture, Ecosystems and Environment. 113:150-161.
- Hiron, M., Berg, A., Eggers, S., Josefsson J., Pärt, T. (2013): Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. Agriculture, Ecosystems and Environment. 176:9-16.
- Hülsbergen, K.J., Rahmann, G. (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe in Deutschland. Tagungsband. 27.2.2013. Braunschweig.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. Agronomy Research. 3(2):139-151.
- Jessel, B. (2012): Erhalt von Dauergrünland mit Instrumenten der GAP verankern. Pressemitteilung Bundesamt für Naturschutz. Informationsdienst Wissenschaft. 16.01.2012. Bayreuth.
- Kuhlmann, F. (2007): Betriebslehre der Agrar- und Ernährungswirtschaft. DLG-Verlag. Frankfurt
- Leisen E., Verhoeven A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- LEL (2009, 2010, 2011): Rinderreport Baden-Württemberg. Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg. LEL Schwäbisch Gmünd.
- Lewis E., Deighton M., O'Loughlin B., O'Neill B., Wims C., O'Brian D., Buckley F., Shalloo L., O'Donovan M. (2011): Towards reduced methane from grass-based Irish milk production systems. Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik. KTBL-Tagung 6. - 8.12.2011. Bad Staffelstein.
- LFL (2009, 2010, 2011): Milchreport Bayern. Ergebnisse der Betriebszweigabrechnung Milchproduktion. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising.
- LFL (2012): Vollweide mit Winterkalbung. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising.
- MacDonald, K.A., Beca, D., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R. (2011): Short communication: Effect of stocking rate on the economics of pasture-based dairy farms. Journal of Dairy Science. 94(5):2581-2586.
- MLR (2013): Pressemitteilung: Fragen und Antworten um die zukünftige EU-Agrarpolitik. [http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/Fragen\\_und\\_Antworten\\_rund\\_um\\_die\\_zukuenftige\\_EU\\_Agrarpolitik/118651.html&suchtext=grünland](http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/Fragen_und_Antworten_rund_um_die_zukuenftige_EU_Agrarpolitik/118651.html&suchtext=grünland). Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Einsicht am 11.02.13.
- Ostermann, O.P. (1998): The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. Journal of Applied Ecology. 35:968-973.

- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G., Mills, J. (2004): Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*. 119:137-150.
- Statistisches Bundesamt (1990, 1996, 2012): *Statistisches Jahrbuch 1990, 1996; 2012*. Wiesbaden.
- Steinwidder, A., Starz, W., Podstatzky, L., Kirner, L., Pötsch, E.M., Pfister, R. und Gallenböck, M. (2010): Low-Input Vollweidehaltung von Milchkühen im Berggebiet Österreichs – Ergebnisse von Pilotbetrieben bei der Betriebsumstellung. *Züchtungskunde*. 82:241-252.
- Steinwidder, A. (2013): Ganztagsweide und Halbtagsweide. Internetquelle vom 01.03.13: [http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2105%3A\\_ganztagsweide&catid=332%3Ainfos-weidehaltung&lang=de](http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_content&view=article&id=2105%3A_ganztagsweide&catid=332%3Ainfos-weidehaltung&lang=de).
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz*. 4(5):230-237.
- Thomet, P. (2006): Optimierungspotentiale für die Milchproduktion auf Grünlandstandorten des Alpenraumes und der Mittelgebirge. Interdisziplinäres Symposium. *Omega 3 Weidemilch – Chancen und Möglichkeiten für Milch- und Rindfleischerzeugnisse vom Grünland*. Kempten.
- Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S., Steinwidder, A. (2011): Merits of full grazing systems as a sustainably and efficient milk production strategy. Proceedings of the 16<sup>th</sup> European Grassland Federation Symposium, Irdning, Austria. 273-285.

## Kapitel 3

# Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Enno Bahrs und Ralf Over

Veröffentlichung inklusive Vortrag in: Ideal und Wirklichkeit: Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Herausgeber: D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm und U. Köpke, 2013, S. 500-503.

### 3.1. Abstract

Owing to strongly volatile and temporarily very low milk payout over the last years with operational costs showing an upward trend, organic milk production associated with intense pasture utilization has gained in excellence. Our contribution compares a sample of 38 randomly selected South German pasture farms with conventionally farming top enterprises in the financial years 2009-2011. The results obtained demonstrate that in spite of the smaller sizes of the 34 selected firms, organic pasture farms can generate higher hourly earnings than conventionally farming top enterprises thanks to high basic ration performance from cheap pasture grass and low input of concentrated feed with high prices for organic milk. This advantage will even be greater with increasing prices for concentrated feed and/or operating resources if the milk prices are kept at the level of the previous years.

### 3.2. Einleitung und Zielsetzung

Die in den letzten Jahren stark schwankenden und damit temporär sehr geringen Milchauszahlungspreise sowie tendenziell ansteigende Kosten für Betriebsmittel verändern die Vorzüglichkeit einzelner Milcherzeugungssysteme in Europa (Fahlbusch et al., 2011). Die in der konventionellen Milchproduktion vielfach anzutreffende High-Input-Strategie der

Ertragsmaximierer (s. a. Härle, 2010) und Strategien zur Emissionsminderung der Milchproduktion ergänzten sich durch ihre Ziele der einzeltierbezogenen Leistungssteigerung und Futteroptimierung (Brade und Flachowsky, 2007) bisher sehr gut. Ein Nachfrageanstieg nach ökologisch hergestellten Molkereiprodukten, mit welchen jedoch der Verbraucher unter anderem geringere Emissionen verbindet, führte in den vergangenen Jahren zu höheren Erzeugerpreisen für Ökomilch (BMELV, 2012). Eine verstärkte Ökomilchproduktion, deren Erzeugung zu großen Teilen auf der intensiven Nutzung von Grünland als Weide basiert (Kostenminimierer), könnte auf geeigneten Betrieben daher eine wirtschaftlichere und geringer risikobelastete Option sein (Leisen und Verhoeven, 2010) und bei verringertem Kraftfuttereinsatz zumindest den Energiebedarf für die Milchproduktion erheblich reduzieren (Frank et al., 2011). Dies könnte also sowohl energetisch als auch ökonomisch sinnvoll sein, zumal die Kraftfutterpreise auf diesem vergleichsweise hohen Niveau bleiben oder sogar noch weiter ansteigen können (OECD, 2012). Versuche von Thomet (2006), Leisen und Verhoeven (2010) und Steinwidder et al. (2010) machen deutlich, dass das System der Kurzrasenweide, insbesondere in Verbindung mit saisonaler Abkalbung, zu einer weitgehenden Substitution von Kraftfutter durch junges Weidegras und daher zu hohen Grundfutterleistungen führen kann. Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden die wirtschaftliche Vorzüglichkeit der Ökomilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise unter besonderer Berücksichtigung intensiver Weidenutzung mit saisonaler Abkalbung dargestellt. Zu diesem Zweck wurden mit Unterstützung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg etwa 90 süddeutsche Milchviehbetriebe mit Weidenutzung untersucht. Anhand dieser Daten wird die Ökomilcherzeugung auf Weide mit konventionellen Stallhaltungsbetrieben verglichen und u.a. die Auswirkung steigender Kraftfutterpreise auf die Arbeitsentlohnung der Betriebe analysiert.

### 3.3. Methoden

Als Teil des Forschungsprojekts wurden aus 38 zufällig ausgewählten, süddeutschen ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben mit Weidehaltung 34 als „Best-Practice-Sample“ ausgewählt und in Bezug auf Arbeitswirtschaft, Betriebszweigauswertung Milchvieh inkl. Jungvieh, einzelbetriebliche Buchführungsergebnisse sowie Produktionstechnik der Weidewirtschaft über drei Wirtschaftsjahre analysiert. Sie lassen sich in Betriebe mit „Halbtagsweide“, „Vollweide“, „Vollweide mit Frühjahrskalbung“ von Januar bis März und „Vollweide mit Winterkalbung“ von November bis Januar unterscheiden. Die Betriebsgruppe

„Halbtagsweide“ mit 6 bis 10 Stunden Weidegang pro Tag verfügt über ca. 30 % arrondierte Betriebsflächen zur Weidenutzung, während die anderen drei Betriebsgruppen in der Regel während der Vegetationsperiode bei mindestens 50 % Arrondierung ganztägig weiden können.

### 3.4. Ergebnisse

In Tabelle 1 werden die vier gebildeten Weidebetriebsgruppen mit den Ergebnissen des Rinderreports Baden-Württemberg (LEL 2009, 2010, 2011) verglichen, in welchem überdurchschnittliche Betriebe dargestellt werden.

Tabelle 10: Produktionstechnische und ökonomische Parameter süddeutscher, ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlichen Weidesystemen und konventioneller Betriebe aus dem Rinderreport Baden-Württemberg (Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2008/09-2010/11).

	Einheit	Rinder-report BW (konv.)	Halbtags-weide (öko)	Vollweide (öko)	Vollweide „Winter- kalbung“ (öko)	Vollweide „Frühjahrs- kalbung“ (öko)
Betriebe	Anzahl	50	16	3	8	7
Milchkühe	Stück	94	46	36	52	43
Hauptfutterfläche	ha	78	58	46	54	54
Milchleistung (ECM)	kg/Kuh	8.675	6.463	5.572	5.168	6.171
Grundfutterleistung	kg/Kuh	3.639	4.323	4.211	3.525	4.657
Kraftfutter/kg Milch	g/kg	261	157	120	158	119
Kraftfutterkosten/kg Milch	Ct/kg	7,7	6,9	5,8	6,7	5,5
Netto-Milchpreis	Ct/kg	31,4	41,0	42,2	39,6	40,5
Erzeugte ECM/Akh	kg/Akh	164	95	86	100	104

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Datenbasis von Rinderreport BW (2009, 2010, 2011)

Im Vergleich zum Rinderreport BW haben alle Weidebetriebsgruppen deutlich kleinere Tierbestände und sehr viel niedrigere Milchleistungen bei geringeren Kraftfuttereinsatzmengen. Durch höhere Preise für ökologisch erzeugtes Kraftfutter liegen die Kraftfutterkosten pro kg Milch auf ähnlichem Niveau. Auffallend sind darüber hinaus die Unterschiede im Milchpreis und die höhere Arbeitseffizienz (kg ECM/Akh) der Rinderreportbetriebe.

In Abbildung 1 wird auf den produktionstechnischen Daten aufbauend die Stundenentlohnung der unterschiedlichen Weidesysteme als Referenzwert in Euro pro Stunde dargestellt. Darüberhinaus wird gezeigt, wie sich die Stundenentlohnung bei einer Veränderung der Kraftfutterkosten von -20 %, +20 % und +40 % entwickeln kann (vgl. auch OECD, 2012). An der deutlich steileren Kurve der Rinderreportbetriebe wird deutlich, dass die Stundenentlohnung

nung bei steigenden Kraftfutterkosten deutlich stärker sinkt als bei den Weidebetrieben. Die dargestellten hohen Stundenentlohnungen der Vollweidebetriebe im Vergleich zu den Halbtagsweidebetrieben verhalten sich analog zu deren Grundrenten, wodurch ein deutlicher wirtschaftlicher Vorteil der Flächenarrondierung zum Ausdruck kommt.

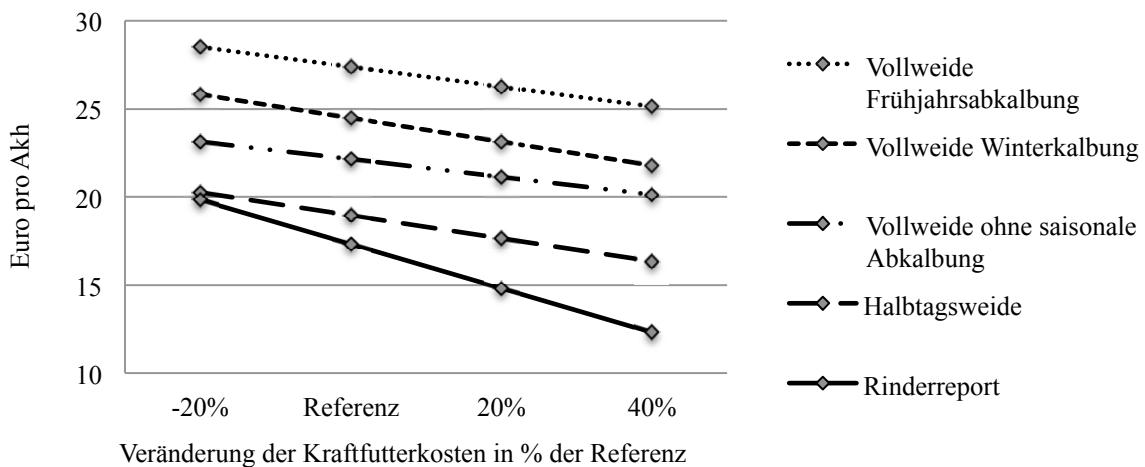


Abbildung 3: Entlohnung in Euro pro Stunde bei den unterschiedlichen Weidesystemen in Abhängigkeit von sich verändernden Kraftfutterpreisen

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Datenbasis von Rinderreport BW (2009, 2010, 2011)

### 3.5. Diskussion

Mit dieser auf der Basis von 34 ökologischen Weidebetrieben Süddeutschlands durchgeföhrten (nicht repräsentativen) Analyse wird angedeutet, dass die Vollweide (speziell mit saisonaler Abkalbung) mit verringertem Kraftfuttereinsatz in Zeiten hoher Kraftfutterpreise auch oder insbesondere im Ökolandbau zu besseren ökonomischen Ergebnissen führen kann. Derartige Betriebe können trotz deutlich kleinerer Betriebsstrukturen im Vergleich zum Rinderreport BW gute Stundenentlohnungen und einen ausreichenden Jahresgewinn erzielen. Der signifikante wirtschaftliche Unterschied zwischen der Halbtagsweide und den Vollweidesystemen, auch im Kontext steigender Kraftfutterpreise, wirft dabei weitere Fragen auf, die vertiefter Analysen bedürfen, auch wenn die genutzte Stichprobe nicht repräsentativ ist. Vollweidesysteme erscheinen insgesamt wettbewerbsfähiger, sind jedoch für viel weniger Betriebe aufgrund struktureller Realitäten umsetzbar. Allerdings könnten die ermittelten Ergebnisse eine Motivation darstellen, in einigen Fällen die einzelbetrieblichen Strukturen derart zu verändern, dass die über die Vollweide erzielbaren höheren Grundrenten genutzt werden. Aller-

dings könnten zukünftig möglicherweise steigende oder saisonal unterschiedlich gestaffelte Milchpreise (z.B. niedrigere Frühjahrsmilchpreise) anderen Milchproduktionssystemen Vorteile verschaffen. Für die strategische Ausrichtung ist somit die Faktor- und Produktpreisperspektive des Milcherzeugers sehr bedeutend.

### 3.6. Schlussfolgerungen

Ökolandbau und Weidehaltung mit verringertem Kraftfuttereinsatz harmonieren sowohl ökonomisch als auch verbraucherorientiert in hohem Maße miteinander. Sollten die Milcherzeugerpreise in den nächsten Jahren durchschnittlich auf ähnlichem Niveau bleiben und die Auszahlungsdifferenz zwischen konventioneller und ökologischer Milch (ca. 8-10 Ct/kg netto) beibehalten werden können, so ist mit einer steigenden Vorzüglichkeit der Öko-Weidehaltung zu rechnen, weil die Kraftfutter- und Betriebsmittelkosten in Zukunft möglicherweise weiter ansteigen werden. Ein effizientes Weidesystem mit hohen Grundfutterleistungen bei niedrigen Kosten wird dann noch bedeutsamer werden und könnte in Einzelfällen der Vollweidenutzung die wirtschaftlich motivierte Rückführung von Ackerland in Grünland induzieren. Insbesondere die Umweltwirkungen der Kraftfutterreduzierung, aber auch die Flächeneffizienz der ökologischen Weidemilchproduktion bedürfen jedoch noch tieferer Untersuchungen und sollen im Rahmen des Projekts weiter analysiert werden.

### 3.7. Literatur

- BMELV (2012): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Berlin.
- Fahlbusch, M., Steffen, N., Brümmer, B., Spiller, A. (2011): Der Markt für Milch und Milcherzeugnisse. German Journal of Agricultural Economics. 60:52-71.
- Brade, W., Flachowsky, G. (2007): Potenziale Zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde. 79:417-465.
- Frank, H., Schmid, H., Hülsbergen, K. J. (2011): Analyse des Energieeinsatzes und der Energieeffizienz bei der Futtererzeugung in der Milchviehhaltung. 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Härle, C. (2010): Ökonomische Analyse des Betriebszweigs Milchproduktion unter besonderer Berücksichtigung der Tiergesundheit. Technische Universität München.

- Leisen E., Verhoeven A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- OECD (2012): Agricultural Outlook 2012. Paris.
- Rinderreport Baden-Württemberg (2009, 2010, 2011): Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg, Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL). Schwäbisch Gmünd.
- Steinwidder, A., Starz, W., Podstatzky, L., Kirner, L., Pötsch, E.M., Pfister, R., Gallenböck, M. (2010): Low-Input Vollweidehaltung von Milchkühen im Berggebiet Österreichs – Ergebnisse von Pilotbetrieben bei der Betriebsumstellung. Züchtungskunde. 82. 241-252.
- Thomet P. (2006): Optimierungspotentiale für die Milchproduktion auf Grün- landstandorten des Alpenraumes und der Mittelgebirge. Interdisziplinäres Symposium. Omega 3 Weidemilch – Chancen und Möglichkeiten für Milch- und Rindfleischerzeugnisse vom Grünland. Kempten.

## Kapitel 4

# Erfolgsfaktoren für eine wettbewerbsfähige Weidemilcherzeugung

## Eine betriebswirtschaftliche Bewertung im Kontext eines Biodiversitätsnutzens und des Erhalts genetischer Ressourcen

# Success factors for a competitive pasture-based milk production

## An economic assessment in the context of biodiversity and preservation of genetic resources

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Enno Bahrs und Ralf Over

Zur Veröffentlichung inklusive Vortrag angenommen in: Agrobiodiversität im Grünland - nutzen und schützen. Schriftenreihe "Agrobiodiversität" des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt, Band 34, ISSN 1863-1347, BLE Bonn.

### 4.1. Zusammenfassung

Das betriebswirtschaftliche Potenzial der Weidemilcherzeugung findet in den letzten Jahren wieder verstärkt Beachtung, weil Weidegras ein günstiges Grundfuttermittel ist und weil die Grünlandnutzung aus ökologischer Sicht im Vergleich zur Ackernutzung einige Vorteile aufweist. Auch vor diesem Hintergrund wurden mit Unterstützung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 81 Milchviehbetriebe in Süddeutschland mit Weidehaltung im Haupterwerb per Zufallsprinzip ausgewählt und hinsichtlich der Arbeitswirtschaft, ökonomischer Parameter sowie der Produktionstechnik der Weidewirtschaft über drei Wirtschaftsjahre (2008/09-2010/11) intensiv untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass eine erkennbare einzelbetriebliche Wettbewerbsfähigkeit von Weidemilchbetrieben vor allem durch eine ökologische und grundfutterbetonte Milchproduktion erreicht werden kann. Wesentliche Erfolgsfaktoren neben dem Milchpreis und staatlichen Ausgleichszahlungen sind eine effiziente Weidegrasausnutzung in der Fütterung, die Milchleistung und die Betriebsgröße. Potentielle Zusatznutzen der Weidemilcherzeugung können sich, neben dem

Erhalt naturräumlich benachteiligter Gebiete, durch höhere Biodiversitätsniveaus und die Möglichkeit zur Nutzung gefährdeter Rinderrassen in extensiveren Produktionssystemen ergeben. Dafür ist jedoch auch im ökologisch wirtschaftenden Weidebetrieb in der Regel ein zusätzlicher finanzieller Ausgleich notwendig. Ansonsten sind intensive Systeme, z.B. mit Kurzrasenweide und stärker auf Milchleistung gezüchteten Rinderrassen, wirtschaftlich überlegen.

#### 4.2. Abstract

The economic potential of pasture-based milk production has gained increasing interest in previous years due to its low production costs and some advantages of the usage of grasslands compared to crop land from an ecological point of view. For that reason, 81 professional pasture-based dairy farms were chosen at random and analysed, especially with regard to business ratios of production techniques and farm management for the financial years 2009-2011, with the support of the Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. The investigation of this sample shows that pasture-based dairy farms, especially organic and roughage-based milk production, can be financially competitive. Additional key success factors are milk yield, farm size and the possibility of efficient pasture usage. Possible added values of (extensive) pasture-based milk production can be the preservation of naturally underprivileged areas, higher levels of biodiversity and the potential to use old and threatened cattle breeds. Nevertheless, financial compensation will be necessary even for an organically-orientated pasture-farm in most cases. Otherwise, intensive pasture systems with lower numbers of species and more milk-yield-optimized breeds would have an economic advantage.

#### 4.3. Einleitung

Die Grünlandnutzung im Allgemeinen und die Weidenutzung im Speziellen können eine Vielzahl positiver externer Effekte aufweisen. Dazu zählen beispielsweise ein wünschenswertes Landschaftsbild auch im Zusammenhang mit verbesserten touristischen Rahmenbedingungen, die sozio-ökonomische Lebensfähigkeit naturräumlich benachteiligter Gebiete sowie Mehrwerte durch bestimmte Fettsäuremuster grasbasierter Milch (vgl. u.a. Bernués et al., 2005; Elsäßer et al., 2008; Thomet et al., 2011). Zudem können auf Grünland je nach Nut-

zungsintensität häufig höhere Biodiversitätsniveaus festgestellt werden als auf anders genutzten landwirtschaftlichen Flächen (Isselstein et al., 2005; Elsäßer et al., 2008). Wird Grünland als Weide genutzt, können sich Vorteile bezüglich der Biodiversität ergeben, weil sich durch den unterschiedlich starken Verbiss der Pflanzen eine strukturelle Heterogenität auf der genutzten Fläche bildet (Rook et al., 2004). Die Weidemilcherzeugung erfährt in den letzten Jahren, je nach Standort und Betriebsleiterpräferenzen, auch durch ein steigendes betriebswirtschaftliches Potenzial, zunehmendes Interesse (Leisen und Verhoeven, 2010; Thomet et al., 2011, Kiefer et al., 2013). Dieses betriebswirtschaftliche Potenzial kann gemäß Steinberger et al. (2012) oder Thomet et al. (2011) insbesondere durch intensive Kurzrasenweidenutzung mit hohen Milchmengen pro ha und einem vergleichsweise niedrigen Arbeitsaufwand erschlossen werden.

Allerdings hat die Intensivierung der Flächen in der Regel bedeutende negative Effekte auf die Biodiversität (Elsäßer et al., 2008), was auch die Kurzrasenweide betrifft, bei welcher der Futterverzehr der Herde und der tägliche Grasaufwuchs der Weidefläche bei einer durchschnittlichen Bestandeshöhe von 5-7 cm weitgehend übereinstimmen sollen, um einen energiereichen und ausgeglichenen Aufwuchs zu erzielen (Steinberger et al., 2012). Denn nur energie- und eiweißreiche, aber sehr einseitige Pflanzenbestände aus Weidelgras und Weißklee ermöglichen hohe tägliche Milchleistungen aus Grundfutter (Kolver und Muller, 1998). Die Intensivierung einerseits, aber auch die Aufgabe der Nutzung in naturräumlich benachteiligten Gebieten andererseits bedrohen insbesondere extensive Weidesysteme, die einen besonders hohen Nutzen für die Biodiversität aufweisen (Ostermann, 1998; Isselstein et al., 2005; Hiron et al., 2013). Nicht zuletzt werden eher extensiv bewirtschaftete Weidesysteme auch mit der Erhaltung alter, vom Aussterben bedrohter Rinderrassen in Verbindung gebracht, weil sich diese möglicherweise gut in ein Weidesystem integrieren lassen, welches nicht auf Höchstleistungen, sondern eher auf Stabilität und Robustheit ausgerichtet ist (vgl. Bullock und Oates, 1998) und weil gleichzeitig eine staatlich geförderte Prämienoptimierung mit dieser Nutzungsform betriebswirtschaftlich sinnvoll kombiniert werden kann.

Vor diesem Hintergrund sollen im Folgenden sowohl exemplarische betriebswirtschaftliche Auswirkungen der Weidemilcherzeugung wie auch potentielle positive externe Effekte in Bezug auf Biodiversität und Arterhaltung thematisiert werden.

#### 4.4. Stichprobenbeschreibung und Darstellung ökonomischer Kenngrößen

Damit die Möglichkeiten der milchbasierten Weidenutzung insbesondere in Süddeutschland evaluiert werden können, wurde im Rahmen eines durch das Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg geförderten und durch die Landesanstalt für Landwirtschaft (LEL) Schwäbisch Gmünd und die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft unterstützten Forschungsprojekts 81 Milchviehbetriebe in Süddeutschland mit teilweise sehr unterschiedlichen Weidesystemen ohne Anspruch auf Repräsentativität der süddeutschen Milchproduktion zufällig ausgewählt. In diesen Betrieben wurden arbeitswirtschaftliche Daten, Betriebszweigauswertungen der Milcherzeugung, einzelbetriebliche Buchführungsergebnisse sowie produktionstechnische Daten der Weidewirtschaft über drei Wirtschaftsjahre (2008/09-2010/11) erhoben und ausgewertet (vgl. Tabelle 11). 48 % der Betriebe praktizieren die Kurzrasenweide, die anderen 52 % Betriebe wählen Kombinationen aus Umtreibsweide und Portionsweide, bei welchen die Weide i.d.R. bei einer etwas höheren Aufwuchshöhe genutzt wird (Elsäßer und Thumm, 2013). 44 % der Betriebe wirtschaften nach den Kriterien des ökologischen Landbaus gemäß EG Öko-VO 834/2007 und sind darüber hinaus nach Richtlinien anerkannter Bioanbauverbände zertifiziert (Bioland, 2013; Naturland, 2012). Die 81 Betriebe befinden sich überwiegend in den Dauergrünlandregionen Baden-Württembergs (Schwarzwald, Allgäu, Ostalb) und in Mischgebieten zwischen Acker- und Grünlandnutzung Baden-Württembergs (Oberschwaben), Bayerns (Oberbayern) und Hessens (Odenwald). Die Höhenlage der Betriebe variiert zwischen 220 und 1100 m ü. NN. Vor allem im Schwarzwald bewirtschaften viele Betriebe sehr steile und extensive Flächen und erfüllen damit wichtige Funktionen für den Landschaftserhalt. Die Rassen auf den Betrieben verteilen sich auf Fleckvieh (34 %), Holstein (31 %), Vorderwälder (23 %), Braunvieh (9 %) und Sontige (3 %). Die Weidestunden pro Saison schwanken zwischen 760 und 4.800 Stunden pro Kuh. 35 % der Betriebe setzen auf saisonale Abkalbeschwerpunkte zur effizienteren Ausnutzung des Weidegrases. Wie aus Tabelle 11 ersichtlich, gibt es beträchtliche Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen in den ökonomischen Kennzahlen kalkulatorisches Betriebszweigergebnis (BZE) pro kg Milch und pro Kuh, Grundrente pro ha und Stundenentlohnung. Diese Kennzahlen stellen je nach individuellen Voraussetzungen bedeutende Entscheidungsparameter im betrieblichen Management dar (vgl. Kuhlmann, 2007). Die ökologischen Betriebe kommen in jeder dargestellten ökonomischen Vergleichsgröße zu deutlich besseren Ergebnissen als die konventionellen Betriebe. Ausschlaggebend hierfür sind auch die um ca. 10 Ct/kg

höheren Milchpreise und die um mehr als 100 € höheren Prämien je ha bei nur 3 Ct/kg Milch Differenz in den Produktionskosten.

Tabelle 11: Durchschnittliche produktionstechnische Merkmale der Stichprobe bei verschiedenen Weidesystemen und ökologischer bzw. konventioneller Wirtschaftsweise (WJ 2009-2011)

Anzahl Betriebe	Einheit	Öko	Konventionell	Kurzrasenweide	Umrübs- + Portionsweide
		36	45	39	42
Höhenlage	m ü. NN	711	623	601	718
Kuhbestand	Stück	44	42	46	40
Hauptfutterfläche	ha	59	55	57	56
Dauergrünlandanteil	%	90	79	82	87
Grünlanderträge	dt/ha	63	67	67	63
Milchleistung	kg ECM <sup>9</sup> /Kuh	5.833	6.565	6.029	6.435
Anteil Ökobetriebe	%	100	0	59	31
Reproduktionsrate	%	25	34	28	33
Tierarztkosten	€/Kuh	71	95	74	94
Kraftfuttereinsatz	dt/Kuh	8,7	15,1	11	13,5
Milch aus Grundfutter	%	70	53	63	57
Weidestunden	h/a	2.595	2.245	2.970	1.871
Arbeitszeit pro Kuh inkl. Jungvieh	h/Kuh	73	83	69	88
Arbeitszeit/ha Weide	h/ha	9	12	9	12
Netto-Milchpreis	Ct/kg ECM	41,4	31	37	34,3
Pachtniveau/ha	€/ha	147	150	178	119
Förderniveau 2. Säule	€/ha	321	195	266	236
Grundfutterkosten	€/Kuh	1.146	1.194	1.074	1.263
Produktionskosten	Ct/kg ECM	61,6	58,6	57,1	62,5
Kalk. BZE <sup>10</sup> (Milch)	Ct/kg ECM	-5	-15,1	-5,8	-15,1
Kalk. BZE <sup>2</sup> (Betrieb)	€/Kuh	-7.522	-34.861	-13.025	-31.704
Grundrente	€/ha	5	-572	-72	-541
Stundenentlohnung	€/h	12,46	3,64	10,48	4,85

Quelle: Eigene Darstellung

Auch die Betriebe mit Kurzrasenweide schneiden in den ökonomischen Kennzahlen besser ab als die Betriebe mit Umrübs- oder Portionsweide, was u.a. jedoch auch einem höheren Anteil ökologisch wirtschaftender Betriebe in dieser Gruppe geschuldet sein kann. Beispielsweise zeigt Abbildung 4 die erzielten Stundenentlohnungen in Euro je eingesetzter Arbeitsstunde für die erläuterten Betriebsgruppen in Form eines Whisker-Boxplots. Diese Kenngröße ist

<sup>9</sup> Energiekorrigierte Milch mit 4 % Fett und 3,4 % Eiweiß.

<sup>10</sup> Kalkulatorisches Betriebszweigergebnis unter Berücksichtigung von 15 Euro Stundenentlohnung für Familienarbeitskräfte, 5 % Zinsansatz für eingesetztes Kapital sowie ortsüblichem Pachtansatz für die eingesetzten Flächen.

wichtig, weil viele Betriebsleiter durch naturräumliche Gegebenheiten wenige Wachstumsperspektiven sehen und dadurch vermehrt eine Effizienzsteigerung unter den gegebenen Ressourcen bei gleichzeitiger Erreichung eines Einkommenssatisfizierungsniveaus anzustreben versuchen.

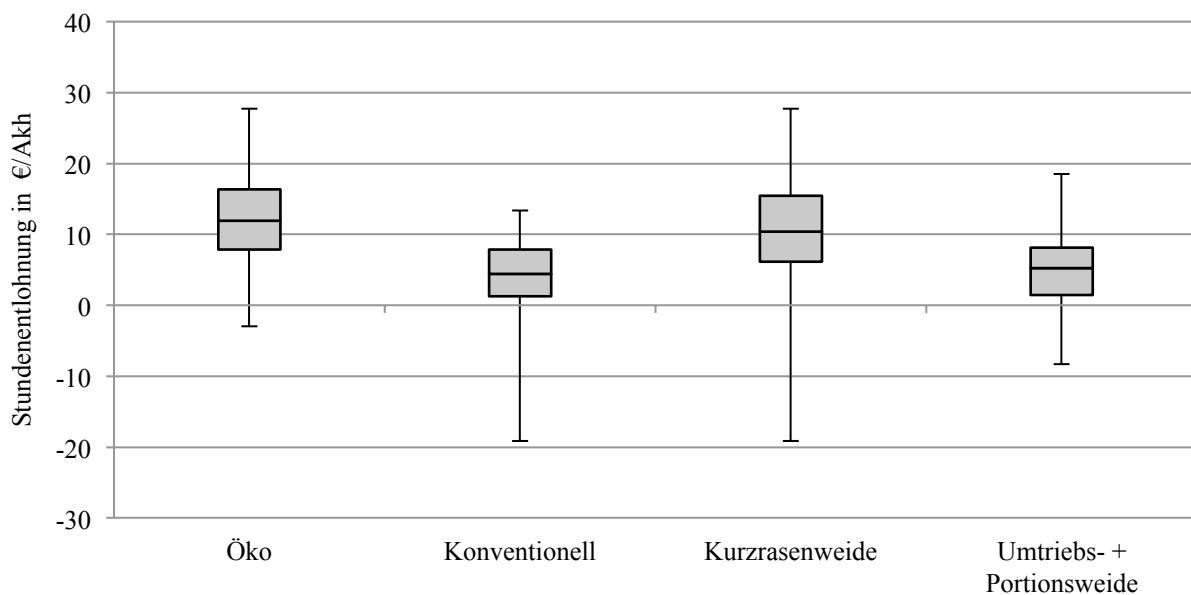


Abbildung 4: Stundenentlohnung in €/Akh als Whisker-Boxplot bei verschiedenen Weidesystemen und ökologischer bzw. konventioneller Wirtschaftsweise (WJ 2009-2011)

Quelle: Eigene Darstellung

Der Vergleich zeigt für die gewählten statistischen Maße auch hier eine deutliche Überlegenheit der ökologisch wirtschaftenden Betriebe bezüglich der Entlohnung pro Arbeitskraftstunde. Der Median der Kurzrasenweidebetriebe liegt ebenso deutlich höher in den Stundenentlohnungen als bei Betrieben mit Umtriebs- oder Portionsweide. Die deutlich höhere Streuung der Betriebe mit Kurzrasenweide ist als Zufall innerhalb der Stichprobe zu betrachten, weil die zwei Betriebe mit der höchsten und der niedrigen Stundenentlohnung Kurzrasenweide praktizieren. Um mögliche Fehlinterpretationen bezüglich der wirtschaftlichen Erfolgsfaktoren der Weidemilchproduktion zu vermeiden, sollen diese in nachfolgenden Auswertungen mittels multipler linearer Regression untersucht werden. Dabei wird auf die betriebswirtschaftlich bedeutenden Parameter kalkulatorisches Betriebszweigergebnis pro kg Milch und pro Betrieb, Grundrente pro ha und Stundenentlohnung im Durchschnitt der drei Wirtschaftsjahre (2009-2011) rekurriert.<sup>11</sup> Die Ergebnisse werden in Tabelle 12 dargestellt. Die durch die Regression erzielten Bestimmtheitsmaße liegen zwischen 0,465 und 0,66. Die Beta-Werte

<sup>11</sup> Unter Berücksichtigung der Linearitäts-, Multikolinearitäts-, Heteroskedastizitäts- sowie Normalverteilungsbedingungen der Störgrößen (vgl. Backhaus et al., 2008).

zeigen als standardisierte Koeffizienten den jeweiligen Einfluss der einzelnen Bestimmungsfaktoren, wobei hohe Werte unabhängig vom Vorzeichen für ein hohes Signifikanzniveau stehen. Leere Felder zeigen an, dass für diesen Bestimmungsfaktor das Signifikanzniveau ( $p < 0,05$ ) nicht erreicht wurde.

Tabelle 12: Darstellung signifikanter Bestimmungsfaktoren für verschiedene ökonomische Kenngrößen durch multiple lineare Regression.

	Kalk. BZE/ kg Milch		Kalk. BZE/Betrieb		Grundrente/ha		Stunden- entlohnung	
Bestimmtheitsmaß $R^2$	0,660		0,571		0,623		0,465	
Standardfehler	0,063		14.985		318,1		5,919	
Nicht standardisierte Koeffizienten für Kon- stante	B	SE	B	SE	B	SE	B	SE
	-0,694	0,08	-103.501	14.066	-2.086	303	-3,459	3,470
Standardisierte Koeffi- zienten für signifikante Bestimmungsfaktoren	Beta		Beta		Beta		Beta	
Milchpreis	0,593		0,466		0,413		0,439	
Grundfutterleistung in kg ECM/Kuh	-		0,257		0,280		0,358	
Weidesystem <sup>12</sup>	-		-0,215		-		-	
Milchleistung in kg ECM/Kuh	0,528		-		-		-	
Hauptfutterfläche in ha	-		-		0,374		-	
Arbeitsaufwand/Kuh	-0,337		-		-		-	
Kuhbestand	-		-		-		0,222	
Weidestunden/Kuh	0,203		-		-		-	
Arrondierter Flächenan- teil in %	-		0,197		-		-	

Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 12 macht deutlich, dass vor allem der Milchpreis (und damit die ökologische Wirtschaftsweise) einen wesentlichen Einfluss auf den betriebswirtschaftlichen Erfolg von Weidebetrieben hat. Die ökologische Wirtschaftsweise ist zudem mit höheren staatlichen Ausgleichsleistungen verbunden. Da die Milchpreise dementsprechend in hohem Maße mit den Förderungen korrelieren, kann das Förderniveau keine Verwendung als Variable für die Regressionsanalyse finden. Die Merkmale Grundfutterleistung und Milchleistung pro Kuh und die Betriebsgröße (Hauptfutterfläche und Kuhbestand) sind nicht unbedingt einem Betriebssystem zuzuordnen, wenngleich sie als allgemein bedeutend eingestuft werden können. Das Weidesystem, der Arbeitsaufwand pro Kuh, die Weidestunden und der Anteil arrondierter

<sup>12</sup> Dummy-Variablen: 0 = Kurzrasenweide; 1 = Umtriebs- und Portionsweide (vgl. Backhaus et al., 2008).

Flächen sind hingegen typische Merkmale einer intensiven Weidemilcherzeugung (vgl. Leisen und Verhoeven, 2010; Thomet et al., 2011; Steinberger et al., 2012).

Neben der betriebswirtschaftlichen Vorzüglichkeit von Weidesystemen sollen im Folgenden auch positive externe Effekte im Hinblick auf Biodiversität und Erhaltung alter Rinderrassen thematisiert werden, die mit einer Grünlandnutzung durch die Weidehaltung von Milchkühen verbunden sein können.

#### 4.5. Zusatznutzen der Weidemilchproduktion im Hinblick auf Biodiversität und die Erhaltung alter Rinderrassen

Wenngleich im Rahmen der vorliegenden Studie keine Felduntersuchungen bezüglich Biodiversität stattgefunden haben, besteht dennoch die Möglichkeit, die maßgeblichen Weidesysteme anhand von alternativ passenden Studien zu bewerten und mit Betriebsleiteraussagen bezüglich der Vorteile der Weidemilcherzeugung für Flora und Fauna zu ergänzen.

##### 4.5.1. Leistungen der Weidenutzung für Flora und Fauna

Briemle (2004) zeigt in Abbildung 5 auf, dass sich das höchste Artenspektrum in Bezug auf Gefäßpflanzen im Extensivgrünland findet, während die Artenzahlen unter intensiv genutzt Wirtschaftsgrünland, aber auch auf eher waldartigen Flächen zurückgehen.

Eine Unterscheidung zwischen Wiesen- und Weidenutzung wird in der Abbildung von Briemle (2004) allerdings nicht vorgenommen. Elsäßer et al. (1998) merken jedoch an, dass die Kräuteranzahl beim Wechsel von Wiesenmähd zur Weidenutzung zurückgeht, weil Kräuter mit ihren großen Blättern vor allem weniger trittbelastbar sind als Gräser und außerdem Pflanzenarten verdrängt werden, die zur Vermehrung eine längere Wachstumsperiode brauchen. Laut Sutter et al. (2013) kann eine weidebasierte Milchproduktion allerdings wiederum zu mehr Biodiversität führen, weil dabei meist auch weniger Silomaisflächen in der Milchproduktion genutzt werden. Der größte Vorteil der Weidenutzung in Bezug auf Biodiversität ist wohl die größere Heterogenität der Flächen in Bezug auf Nutzungsintensität. Durch den selektiven Pflanzenverbiss entsteht eine heterogene Flächenstruktur, was in der Folge zu einer deutlichen Belebung von Flora und Fauna führt (Rook et al., 2004). Denn durch die selektive Entfernung bestimmter Pflanzenarten werden die komparativen Vorteile von Flora und Fauna verändert (Bullock und Marriott, 2000). Daneben wird Heterogenität durch temporär offene Narben durch Trittbelaustung, die von lückenfüllenden Arten besiedelt werden, gewährleistet. Aber auch durch eine Veränderung in den Nährstoffkreisläufen wird die Heterogenität geför-

dert, weil Kotstellen auf Weideflächen sehr unterschiedlich verteilt sein können (vgl. Tonn et al., 2006). Allerdings sind Tiere in der Kurzrasenweide grundsätzlich hungriger, weil sie für die Grasaufnahme recht viel Zeit benötigen. Dies hat eine verringerte Selektionsfreudigkeit zur Folge (Newman et al., 1994).

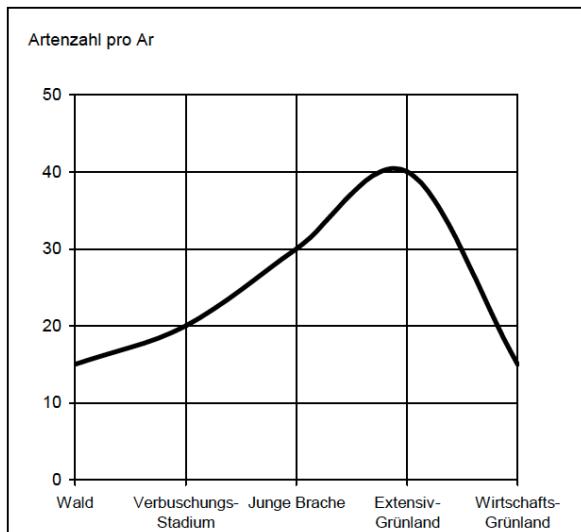


Abbildung 5: Anzahl von Gefäßpflanzenarten in verschiedenen Pflanzenformationen (Größenordnung) in Abhängigkeit von Lichtstellung und Nutzungsintensität

Quelle: Briemle (2004)

Die höchsten Vorteile für die Biodiversität bieten daher Weideflächen, die sich durch einen niedrigen Weidedruck auszeichnen, weil die Weidetiere dort, im Gegensatz zu hohem Weidedruck, stärker ihrem individuellen Verzehrsverhalten entsprechend selektieren können (Milne und Osoro, 1997). Diese positiven Effekte für die Flora führen zu einer Belebung der Fauna und im Besonderen der Vogelwelt (Tscharntke et al., 2005; Hiron et al., 2013), weil vor allem externe Weiden als wichtige Vogelbrutgebiete gelten.

Tabelle 11 hat allerdings aufgezeigt, dass die Betriebe mit Kurzrasenweide wirtschaftlich im Durchschnitt erfolgreicher waren, was teilweise durch die Regressionsanalysen bestätigt wird. Diese Betriebe erzeugen die Milch zu ca. fünf Cent niedrigeren Kosten im Vergleich zur Umtreibs- und Portionsweide. Nach eigener Einschätzung der Betriebsleiter liegt der Anteil des Deutschen Weidelgrases für Betriebe mit Kurzrasenweide um 10 % höher, aber der Kräuteranteil auch um 6 % tiefer als bei den anderen Weidesystemen. Diese Aussagen entsprechen der Zielsetzung der intensiven Kurzrasenweide „zu einer dichten und festen Grasnarbe, die von Dt. Weidelgras, Wiesenrispe und Weißklee dominiert wird und in welcher typische Grünlandunkräuter wie Bärenklau, Wiesenkerbel und Ampferarten, aber auch Obergräser ver-

drängt werden“ (Steinberger et al., 2012). Eine generelle Aussage, inwiefern die Weidemilcherzeugung daher Zusatznutzen für Flora und Fauna liefern kann, ist im Hinblick sehr unterschiedlicher Intensitätsniveaus und Besatzdichten der ausgewerteten Betriebe nicht möglich. Dies gilt grundsätzlich auch für den Vergleich der Wirtschaftsweisen, weil die ökologischen Betriebe sogar zu 64 % Kurzrasenweide betreiben während dies bei den konventionellen Betrieben nur 36 % sind.

Neben der Biodiversität soll im nächsten Schritt die Vorzüglichkeit der Erhaltung alter Rinderrassen am Beispiel Vorderwälder im Kontext der Weidenutzung diskutiert werden.

#### 4.5.2. Potenzial zur Erhaltung genetischer Ressourcen durch Weidenutzung

Die Nutzung einiger weniger verbreiteter Rinderrassen wird im Zusammenhang mit der Nutzung extensiver Weidesysteme insbesondere in Mittel- und Hochgebirgslagen häufig empfohlen, weil sie robuster seien als moderne Milchleistungs- oder Fleischrassen (Bullock und Oates, 1998). So konnten beispielsweise in französischen Gebirgen Vorteile für die dort heimische Rasse Salers im Vergleich zu Limousin in Bezug auf Fruchtbarkeitsmerkmale gefunden werden, wenn sie im Herbst auf überständigen Weiden gehalten wurden und im Winter einem begrenzten Futterangebot ausgesetzt waren (D'hour et al., 1998). Auch von der GEH (2013) werden alte Rassen mit den Attributen „futterdankbar und mit regelmäßiger Fruchtbarkeit“ (Vorderwälder), „robust, genügsam, sehr weidetüchtig, harte Konstitution, sehr gutes Fundament“ (Hinterwälder) oder „langlebig, fruchtbar und wenig krankheitsanfällig“ (Deutsches Schwarzbuntes Niederungsgrund) beschrieben.

Um das tatsächliche Potenzial alter Rassen innerhalb der Stichprobe der Weidebetriebe einordnen zu können, vergleicht Tabelle 13 einige produktionstechnische und ökonomische Kennzahlen der Rassen Fleckvieh, Holstein und Vorderwälder. Es fällt auf, dass die Vorderwälderbetriebe trotz kleinerer Betriebsgrößen und deutlich ungünstigerer Standorte vor allem im Vergleich zu Fleckvieh ähnlich hohe oder teilweise sogar bessere tierische Leistungen erzielen können. Eine sich daraus ergebende hohe durchschnittliche direktkostenfreie Leistung der Vorderwälderbetriebe wird allerdings auch von überdurchschnittlichen Förderniveaus im Bereich der Agrarumweltmaßnahmen bzw. einem höheren Anteil ökologisch wirtschaftender Betriebe getragen.

Tabelle 13: Vergleich durchschnittlicher Kennwerte für Produktionstechnik und Betriebswirtschaft der Weidemilchbetriebe, differenziert nach den auf den Untersuchungsbetrieben am häufigsten vorkommenden Rassen Fleckvieh, Holstein und Vorderwälder

		Fleckvieh	Holstein	Vorderwälder
Anzahl Betriebe	Einheit	28	25	19
Höhenlage	m ü. NN	493	669	893
Kuhbestand	Stück	45	45	37
Anteil Ökobetriebe	%	36	36	58
Grünlanderträge	dt/ha	73	61	54
Nicht befahrbare Flächen	%	13	31	44
Milchleistung	kg ECM/Kuh	5.771	7.157	5.910
Reproduktionsrate	%	30	33	29
Lebenstagseffizienz	kg ECM/d	9,3	11,8	9,3
Kraftfuttereinsatz	dt/Kuh	11,3	15,8	10,9
Grundfutterleistung	kg ECM/Kuh	3.469	3.934	3.685
Netto-Milchpreis	Ct/kg	34,6	34,9	36,9
Leistungen Milchverkauf	€/Kuh	2.008	2.549	2.145
Leistungen Tierverkauf	€/Kuh	518	313	286
Leistungen Agrarumweltmaßnahmen	€/Kuh	226	339	499
Sonstige Leistungen	€/Kuh	50	52	74
Summe Leistungen	€/Kuh	2.802	3.253	3.004
Kosten Grundfutter	€/Kuh	1.100	1.235	1.179
Kosten Kraftfutter	€/Kuh	384	524	410
Tierarzt + Besamung	€/Kuh	113	131	98
Sonstige Direktkosten	€/Kuh	279	327	285
Summe Direktkosten	€/Kuh	1.876	2.217	1.972
Direktkostenfreie Leistung	€/Kuh	926	1.037	1.032

Quelle: Eigene Darstellung

#### 4.6. Schlussfolgerungen

Weidemilcherzeugung kann vor allem für Betriebe in Dauergrünlandregionen oder auf naturräumlich benachteiligten Standorten eine Strategie sein, die einzelbetriebliche Wettbewerbsfähigkeit im Vergleich zu anderen Landnutzungsformen zu steigern. Hohe Massenerträge und gute Futterinhaltsstoffe erfordern jedoch intensiv genutzte Weidesysteme (Isselstein et al., 2005), welche nur dann einen höheren Beitrag zur Biodiversität leisten, wenn sie mit anderen, der Biodiversität noch abträglicheren Landnutzungsformen verglichen werden (Sutter et al., 2013). Extensivere, die Biodiversität begünstigende Wirtschaftsweisen benötigen hingegen aus ökonomischer Perspektive einen maßgeblichen finanziellen Ausgleich, weil auf diesen Flächen auch bei Weidenutzung niedrigere Erträge und schlechtere Futterqualitäten erzeugt werden als zum Beispiel bei der skizzierten Kurzrasenweide. Dieser Ausgleich ist außerdem

auf vielen Flächen notwendig, bei denen die Artenvielfalt nicht von zunehmender Intensivierung, sondern von Verbuschung und Bewaldung bedroht wird (Schumacher, 2013). Ein finanzieller Ausgleich ist auch für die Nutzung alter Rassen notwendig. Hier könnten jedoch verstärkte Züchtungsanstrengungen hin zu einer speziellen Weidekuhgenetik (vgl. MacDonald et al., 2008, Thomet et al., 2011) zu einer noch besseren Weidetauglichkeit führen, welche gleichzeitig eine strategische Abgrenzung von den vorherrschenden Rassen wie Holstein Friesian mit europäischer oder nordamerikanischer Zuchtrichtung, Fleckvieh oder Braunvieh bedeuten würde. Die verstärkte Betonung von Fitnessmerkmalen und der Effizienz in der Wertung von Weidegras in Zuchtindices wäre ein wichtiges Ziel für solche weidetauglichen Zuchtrichtungen (Thomet et al., 2011), um den im Zusammenhang mit der Nutzung von Hochleistungsrassen verstärkt auftretenden gesundheitlichen Schwierigkeiten zu begegnen (Martens, 2012). Damit könnten die weniger verbreiteten Rassen ihre Vorteile ausspielen und betriebswirtschaftlich profitieren, so dass sie ihr Image als kostenverursachende genetische Reserve ablegen und eine gewisse Renaissance erfahren könnten.

#### 4.7. Literatur

- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. Springer-Verlag. Berlin/Heidelberg.
- Bernués, A., Riedel, J.L., Asensio, M.A., Blanco, M., Sanz, A., Revilla, R., Casasús, I. (2005): An integrated approach to studying the role of grazing livestock systems in the conservation of range-lands in a protected natural park (Sierra de Guara, Spain). Livestock production science. 96:75-85.
- Bioland (2013): Bioland-Richtlinien. [http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/\\_bioland/\\_qualitaet\\_richtlinien/Bioland\\_Richtlinien\\_18\\_März\\_2013.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/_bioland/_qualitaet_richtlinien/Bioland_Richtlinien_18_März_2013.pdf)
- Briemle, G. (2004): Landschaftsökologisch sinnvolle Mindestpflege von artenreichem Grünland und dessen erfolgsorientierte Honorierung. BfN-Skripten 124:33-56.
- Bullock, D.J., Oates, M.R. (1998): Rare and minority breeds in management for nature conservation: many questions and few answers? In: Lewis, R.M., Alderson, G.L.M., Mercer, J.T. (Eds.), The Potential Role of Rare Livestock Breeds in UK Farming Systems. British Society of Animal Science Meeting and Workshop Publication. Edinburgh. 28-34.
- Bullock, J.M., Marriott, C.A., (2000): Plant responses to grazing, and opportunities for manipulation. In: Rook, A.J., Penning, P.D. (Eds.), Grazing Management, The Principles and Practice of Grazing, for Profit and Environmental Gain, within Temperate Grassland Systems. British Grassland Society. Reading. 27-32.

- D'hour, P., Revilla, R., Wright, I.A. (1998): Possible adjustments of suckler herd management to extensive situations. *Annales de Zootechnie*. 47:453-463.
- Elsäßer, M., Kunz, H.G., Briemle, G. (1998): Wirkungen organischer und mineralischer Düngung auf Dauergrünland. Ergebnisse eines 12-jährigen Düngungsversuches auf Wiese und Mähweide. *Pflanzenbauwissenschaften*. 2(2):49-57.
- Elsäßer, M., Kümmel, A., Schmelzle, H. (2008): Auf schwierigem Grünland erfolgreich wirtschaften. Praxisbeispiele aus Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und ländlichen Raum. Stuttgart.
- Elsäßer, M., Thumm, U. (2013): Gruenland-Online: Weidehaltung. Internetquelle vom 23.10.2013: <http://www.gruenland-online.de>
- GEH: Gesellschaft zur Erhaltung alter und gefährdeter Haustierrassen e.V. (2013): Rassebeschreibungen gefährdeter Nutztierrassen. Internetquelle vom 18.10.2013: <http://www.g-e-h.de>.
- Hiron, M., Berg, A., Eggers, S., Josefsson J., Pärt, T. (2013): Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 176:9-16.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research*. 3(2):139-151.
- Kiefer, L., Bahrs, E., Over, R. (2013): Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Bonn.
- Kolver, E.S., Muller, L.D. (1998): Performance and nutrient intake of high producing Holstein cows consuming pasture or a total mixed ration. *Journal of Dairy Science*. 81:1403-1411.
- Kuhlmann, F. (2007): Betriebslehre der Agrar- und Ernährungswirtschaft. DLG-Verlag. Frankfurt
- Leisen E., Verhoeven A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- MacDonald, K.A., Verkerk, G.A., Thorrold, B.S., Pryce, J.E., Penno, J.W., McNaughton, L.R., Burton, L.J., Lancaster, A.S., Williamson, J.h., Homes, C.W. (2008): A Comparison of Three Strains of Holstein-Friesian Grazed on Pasture and Managed Under Diff. Feed Allowances. *Journal of Dairy Science*. 91:1693-1707.
- Martens, H. (2012): Die Milchkuh – Wenn die Leistung zur Last wird. 39. Viehwirtschaftliche Fachtagung, Raumberg-Gumpenstein. 35-42.
- Milne, J.A., Osoro, K. (1997): The role of livestock in habitat management. In: Laker, J.P., Milne, J.A. (Eds.), *Livestock Systems in European Rural Development Proceedings of the 1st Conference of the LSIRD network*. Macaulay Land Use Research Institute. Aberdeen. 75-80.
- Naturland (2012): Naturland Richtlinien Erzeugung. Internetquelle vom 20.10.2013: [http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien\\_deutsch/Naturland-Richtlinien\\_Erzeugung.pdf](http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien_deutsch/Naturland-Richtlinien_Erzeugung.pdf)

- Newman, J.A., Penning, P.D., Parsons, A.J., Harvey, A., Orr, R.J. (1994): Fasting affects intake behaviour and diet preference of grazing sheep. *Animal Behaviour*. 47:185-193.
- Ostermann, O.P. (1998): The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*. 35:968-973.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G., Mills, J. (2004): Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*. 119:137-150.
- Schumacher, W. (2013): Gesetze alleine nicht genug. Agrarforum: Biodiversität mit Landwirtschaft erhalten. Informationsdienst Wissenschaft. 25.01.2013. Bayreuth.
- Steinberger, S., Rauch, P., Spiekers, H., Hofmann, G., Dorfner, G. (2012): Vollweide mit Winterkaltung. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising.
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz*. 4(5):230-237.
- Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S., Steinwidder, A. (2011): Merits of full grazing systems as a sustainably and efficient milk production strategy. Proceedings of the 16<sup>th</sup> European Grassland Federation Symposium, Irdning, Austria. 273-285.
- Tonn, B., Weckherlin, B., Thumm, U. (2006): Kotstellenverteilung auf einer Umtriebsweide – Beeinflussung durch das Weidemanagement. 50. Jahrestagung der AGGF 2006 in Steinach. Die Zukunft von Praxis und Forschung in Grünland und Futterbau.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*. 8:857-874.

## Kapitel 5

# Optimization of Greenhouse Gas Balances and Farm Profitability: Using the Example of Organic and Conventional Pasture-Based Dairy Farms with Special Consideration of Fodder Demand per Kg of Milk

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Friederike Menzel und Enno Bahrs

Zur Begutachtung eingereicht im April 2014 in: „Journal of Dairy Science“, American Dairy Science Association, Elsevier Verlag.

Editor-in-chief: Roger D. Shanks. University of Illinois.

### 5.1. Abstract

Because of the significant impact of ruminants on climate change, the reduction of product-related greenhouse gas emissions (GHG) in milk production appears to be necessary. The reduction of emissions at an individual farm might produce a high level of acceptance by farm owners if it is accompanied by optimization of profitability. Using life cycle assessments to determine the product carbon footprints (PCF) and farm-branch evaluations of dairy cattle to record profitability, the opportunities for optimization are explored based on the analysis of 81 organic and conventional pasture-based dairy farms in southern Germany. The objective of the present study is to detect common determining factors for low PCF and high management incomes (MI) to achieve GHG avoidance at the lowest possible operational cost. In our sample, organic farms produce PCF that are significantly higher than the PCF produced by conventional farms ( $1.61 \pm 0.29$  kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk compared to  $1.45 \pm 0.28$  kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk (mean and SD)). A multiple linear regression analysis of the sample demonstrates that low fodder demand per kg milk, high grassland yield and low forage area requirements per cow are the main determining factors of PCF. Accordingly, efficient farm management is the key factor to producing a low PCF. The above factors are also suitable for improving a farm's profitability on principle. For organic farms, a reduction of fodder demand by 100 g per kg milk results in a PCF reduction of 105 g/kg milk and an MI increase of approximately 2.1 Ct/kg milk. For conventional farms, the decrease of fodder demand by 100 g per kg milk

corresponds to a reduction of PCF by 117 g and an increase in MI by approximately 3.1 Ct/kg milk. Accordingly, “GHG avoidance gains” can be achieved by this strategy. However, such gains do not apply to the changeover between production methods because the organic farms of the sample have a significantly improved economic performance than do the conventional farms in the analyzed economic years 2008/2009 through 2010/2011. Based on the potential changeover to organic farming, conventional farming that is associated with a lower PCF will be burdened with relatively high GHG avoidance costs. The improved education and training of farmers and consultants regarding GHG avoidance and farm profitability appear to be the most advantageous methods of improving the use of the potential enhanced efficiency available to traditional and organic farming practices.

## 5.2. Introduction

From a global perspective, agriculture is the fourth largest greenhouse gas (GHG) emission source (IPCC, 2007) and accounts for 10.1 % of the overall emissions in the European Union (EEA, 2013). Consequently, the dairy sector alone is estimated to contribute 4 % of the global GHG emissions (FAO, 2010). Because agriculture is expected to emit sharply rising quantities of global GHG in the future (Smith et al., 2007), a simultaneously existing emission reduction potential (Neufeldt et al., 2006) of 5.5 to 6 Gt. CO<sub>2</sub> equivalents (CO<sub>2</sub>eq) per year until 2030 deserves special attention. Many farmers consider the emission reduction measures of individual farms to be reasonable because they suspect that climate change will affect their mode of production in the next 10 years (Farming Futures, 2010). Many of the agriculture emissions are comprised of the high methane emissions of ruminants. Because pasturage accounts for approximately 70 % of the areas used for agriculture globally (FAO, 2013) and can be used for food production by ruminants, pasturage makes a considerable contribution to global food security in the framework of milk production (Gill et al., 2010). Compared with increasingly expensive concentrate-based milk production in the recent past, grazing on grassland is a low-cost milk production approach that has attracted increasing interest in Germany (Thomet et al., 2011; Reijns et al., 2013; Kiefer et al., 2014). Pasture systems that have a high number of grazing hours and intensely exploit grasslands are particularly suitable in combination with organic milk production (Leisen and Verhoeven, 2010), which has yielded considerably higher producer prices than has conventional production in the past in Germany (BMELV, 2012a). The GHG emissions of pasture-based milk production systems are inconsistent. Independent of the production method, Lewis et al. (2011) considered pasturage to

produce less methane emissions than permanent housing. Similarly, Flysjö et al. (2011) observed slightly lower GHG emissions from conventional pasture systems of New Zealand compared to permanent housing with higher milk yields in Sweden. However, according to Sutter et al. (2013), the weakest aspect of pasture feeding is the high methane emission per kilogram of energy-corrected milk. To improve the GHG balance in milk production, Brade and Flachowsky (2007), Yan et al. (2010) and Havlik et al. (2014) advocate for increased productivity with higher performance in individual cows, which is usually not found with pasture feeding. Their proposal aims at decreasing enteric methane emissions and would necessitate a greater portion of concentrate in the ration (see Hindrichsen et al., 2006; Christie et al., 2012). These few examples demonstrate that no consistent policy of GHG avoidance exists in milk production. However, increased efficiency actually appears to be a feasible approach to reducing GHG emissions in the individual farm (Pirlo, 2012). To explore this potential, Kasterine and Vanzetti (2010) and Brandt and Svendsen (2011) have demanded that the agricultural sector be taxed in relation to its respective emissions through political instruments in the future, which would not reduce its productivity (Blandford et al., 2014). For example, starting with the year 2015, dairy farms in New Zealand will be taxed for GHG emissions associated with milk production through a dairy levy (Adams and Turner, 2012). To pre-empt this policy or prepare for taxation, agricultural enterprises and political bodies, respectively, should be aware of the overall level and reduction potentials of GHG emissions so that suitable strategies of GHG avoidance can be adopted. It is important to note that emissions are influenced by numerous factors and complex interactions exist between the individual sources of emission (Schils et al., 2005; Amon et al., 2006). The overall system of a dairy farm should be considered to avoid the decrease of single sources of emission by specific measures while GHG emissions simultaneously increase elsewhere and deteriorate the overall GHG balance (Amon et al., 2006). Despite the necessity of a holistic approach, the connection of profitability and GHG emissions should reduce GHGs and simultaneously increase profitability to produce a high level of acceptance by the producers at the lowest possible cost (Lovett et al., 2006).

Against this background, 81 dairy farms in southern Germany with pasture feeding frequently situated in the uplands, which is a practice that is not representative of the overall milk production in southern Germany, were analyzed economically and for their GHG emissions over three economic years (2008/2009-2010/2011). Various production variables of milk production that can influence GHG emissions and simultaneously affect profitability of the farms were examined as a basis for discussing the following hypotheses:

1. A production-related optimization potential in milk production exists that enables the realization of climate protection with lower GHG avoidance costs;
2. Reduced fodder demand per kg milk is an indicator of good management and a simultaneous and particularly preferable measure of the improved balance of GHG with farm profitability.

In this analysis, production by organic and conventional enterprises was considered separately to evaluate the potential differences in production techniques and profitability of the systems.

### 5.3. Materials and Methods of Balancing Greenhouse Gas Emissions and Profitability

In accordance with the objective of the hypotheses, this chapter describes the method of ascertaining profitability as well as GHG emissions. All of the relevant operational data were collected in cooperation with the farm managers during multiple farm visits.

#### 5.3.1. Sample Description

The non-representative convenience sample encompasses 81 dairy farms that utilize pasture-feeding practices in permanent grassland regions and mixed areas of cropland and grassland in southern Germany (Baden-Wuerttemberg, Bavaria, and Hesse). Some production-related features of the farms are shown in Table 14.

Table 14: Production-related data of 81 dairy farms in southern Germany with pasture feeding

		Mean	Standard deviation	Variation coefficient %	Minimum	Maximum
Altitude	Meters ASL	662	231	35	220	1,090
Herd size (milk cows)	Heads	43	16	37	20	87
Main forage area	Ha	56	24	42	18	148
Grassland yield	dt/ha	65	17	26	38	115
Milk yield	kg FPCM/cow	6,239	1,292	21	2,642	8,999
Forage performance	kg FPCM/cow	3,740	1,054	28	81	6,594
Concentrate feed	dt/cow	12.2	6.6	54	0.2	31.1
Grazing hours	h/a	2,400	1,107	46	760	4,800
Culled cows per year	%	30.3	8.8	29	12.6	45.3

Source: Authors' own calculations

The breeds within the sample are Fleckvieh (34 %), Holstein (31 %), Vorderwälder and Hinterwälder (24 %), Brown Swiss (9 %), and other (2 %) as it is often the case in southern Germany. In total, 44 % of the farms operate according to the criteria of organic farming under Council Regulation (EC) No. 834/2007 or under the guidelines of the Naturland and Bioland farming associations (Naturland, 2012; Bioland, 2013). The forage ration consists mainly of pasture grass in summer and grass silage in winter. The average concentrate portion in the ration is approximately 20 %.

### 5.3.2. Data Acquisition and Determination of Selected Efficiency Criteria of Farms

All material flows (inputs and outputs) relevant to the framework of the present study were quantified during data acquisition, which was conducted in close cooperation with the farm managers of the 81 practicing enterprises and subject to mandatory accounting<sup>13</sup>.

Livestock and any entries and withdrawals or losses of animals were centrally recorded in the animal identification and information database, conducted by the Bavarian State Ministry for Food, Agriculture and Forests. Animal performance data with regard to milk yield and quality (milk yield<sup>14</sup>, age at first calving, culled cows per year, etc.) were taken from reports by state inspection associations for individual farms as well as dairy factories.

The quantities and ingredients of the purchased fodder were recorded based on the bills of fodder suppliers. For fodder production, necessary input quantities (e.g., diesel, electricity, mineral fertilizers and pesticides) and their specific emissions were allocated and related to kg CO<sub>2</sub>eq/dt through the cultivation area and yield. The quality of homegrown fodder could only be partially verified based on fodder analyses. Therefore, the fodder ingredient data were partially adopted from datasets of the Agricultural Centre of Baden-Wuerttemberg (LAZBW, 2009, 2010, 2011) and Bavarian State Research Centre for Agriculture (LFL, 2012) for the relevant region and respective economic year. The uncertainties regarding fodder quantity and quality are usually contributed to pasture grass. Accordingly, fodder intake could not be calculated for individual cows. Therefore, fodder intake was calculated through the following: yield of the fodder cultivation areas by farm; purchased fodder, which was recorded in the mandatory accounting; and milk quantities produced in this connection. Farm-land yields were estimated based on information from the farm manager and verified through records of nutrient comparisons according to §5 Fertilizer Ordinance (BMELV, 2012b). In addition, plausibility checks were conducted related to the region, altitude, rainfall, average

---

<sup>13</sup> Accounting is defined as a complete recording of all of the business transactions based on documents; it provides information to the entrepreneur and is used as a basis for calculating tax liability.

<sup>14</sup> The milk quantity actually sold per cow is always considered in this contribution.

yearly temperatures, livestock count and general intensity of land management compared to other farms. The quantity of fodder fed in the shed was extrapolated to the annual ration based on the daily fodder quantities that had been well-established by farm managers. Pasture grass intake was calculated based on the herd's overall energy needs in accordance with the respective livestock, breed and milk yield, which were based on a New Zealand calculation method for pasture grass intake (Clark et al., 2003). Other authors (e.g., Flysjö et al., 2011; Bedoin and Kristensen, 2013) have used the same approach. According to this method, the yield of pasturage could be assessed with consideration of the losses that were dependent on the pasture system and counterchecked against the yield assessment of the grassland's mowing areas. Fodder intake includes forage and concentrated feed; together, they represent the overall feeding level of the herd related to the milk quantity produced. Accordingly, fodder intake related to the milk quantity produced should primarily be regarded as a measure of herd efficiency. Electricity consumption was recorded through the accounting and diesel consumption data were captured through the accounting and recording of gas oil refunds. Fertilizer purchases were based on the nutrient balances according to §5 of the National Fertilizer Ordinance (BMELV, 2012b) or expense and income accounts from the farms. Information obtained from the farm managers enabled the allocation of purchased fertilizer types and quantities to agricultural crop and grassland areas. All of the additional purchases (seeds, pesticides, straw, etc.) or sales (animals for slaughter and cash crops) were also based on the farms' accounting data. For all of the means of production purchased within the period under observation, it was assumed that the products were consumed within the same period of time. Modifications were only made when a farmer explicitly noted that stock had been changed for a period beyond the period under observation.

### 5.3.3. Assessment of Farm Profitability

For the assessment of farm profitability, farm-branch evaluations of dairy cattle, including young cattle, were conducted according to an absorbed cost analysis. In addition, the labor economy and production techniques of pastoral farming were recorded. Management income (MI) can be calculated based on the farm-branch evaluation of dairy cattle, which is mainly derived from the mandatory accounting or profit and loss statements and supplemented by the following costs: 5 % interest on capital resources, 15€ hourly wage for family workforce, and local rent estimate for the farmland. MI is a typical economic parameter used to compare the success of different dairy farms in Germany.

The following economic indicators were considered: profit figures from profit and loss statements, which is considered the profit per workforce hour and per farm; MI, which is considered a measure of the complete factor payments; and ground rent with consideration for wages and interests, which is considered a measure of the farm's ability to pay rent (Nuthall, 2011).

#### 5.3.4. Modeling of Greenhouse Gas Emissions

The GHG balances are expressed for each individual farm as a standardized product carbon footprint (PCF), which is always related to the production of one kg milk (De Vries and De Boer, 2009) and can be regarded as part of the life cycle assessment. Regarding the life cycle assessment, the standards DIN EN ISO 14040 (ISO, 2006a) and 14044 (ISO, 2006b) form the structural framework of the following four phases: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation. The DIN standards are supplemented by the guidelines of the International Dairy Federation (IDF, 2010) and Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006a and b) for determining PCF.

The directives of the IPCC (2006a and b) and of the German Federal Environmental Agency (ProBas, 2013) were used as the database for the emission factors. With over 8,000 datasets, this database constituted one of the most long-lasting and voluminous online databases among freely accessible databases.

All of the gases were converted into CO<sub>2</sub>eq according to the IPCC (2007) to achieve standardization. This approach modeled the potential global warming for GHG over the next 100 years as follows: 1 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CO<sub>2</sub>, 25 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CH<sub>4</sub> and 298 kg CO<sub>2</sub>eq/kg N<sub>2</sub>O.

The model applied to the GHG balance calculation considered all of the inputs of the farms, including fodder, diesel fuel, electricity, mineral fertilizers, pesticides and heifers purchased by the farm. The milk and meat products and associated emissions were considered output.

The “cradle-to-farm-gate” approach in which the accounting of GHG only extends to the milk tank was regarded as the system boundary of milk production. In contrast, the transport of milk to the dairy factory was beyond the system boundary of the present analysis and disregarded, which was consistent with other studies (e.g. Cederberg and Stadig, 2003; Rotz et al., 2010; O'Brien et al., 2011).

The functional unit (FU) of PCF was 1 kg fat- and protein-corrected milk (FPCM), which was standardized according to the IDF (2010).

Based on recommendations by the IDF (2010), the apportionment of emissions between milk and meat in this paper was through physical allocation, which was based on the relationship between fodder energy intake of the cow and its production of milk and meat.

Accordingly, approximately 77 % of emissions were attributed to milk, whereas the remaining percentage represented the PCF of the associated meat production.

### 5.3.5. Primary and Secondary Sources of Emission

GHG emissions are usually differentiated between primary and secondary sources of emissions (Rotz et al., 2010; Zehetmeier et al., 2012). Primary sources include emissions produced on the farm, whereas secondary emissions may be produced upstream from the farm.

#### 5.3.5.1 Primary sources of emissions

Primary sources include methane ( $\text{CH}_4$ ) emissions caused by ruminal fermentation, methane and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions by storage of organic fertilizers (slurry, liquid manure, dung, feed residues, straw, etc.), nitrous oxide and carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) emissions originating from fertilizer application and liming, and nitrous oxide emissions from pastures.

Methane emissions from dairy cattle by ruminal fermentation were calculated by the ‘Tier-2’ method according to the IPCC (2006a, equation 10.21):

$$\text{EF} = \text{GE} \times (\text{Y}_m/100) \times 365/55.65$$

where       $\text{EF}$  = the emission factor in  $\text{kg CH}_4\text{head}^{-1} \text{year}^{-1}$ ;  
                $\text{GE}$  = the gross energy input in  $\text{MJ head}^{-1} \text{day}^{-1}$ ; and  
                $\text{Y}_m$  = the methane conversion factor, which is the percent of gross energy in fodder converted to methane.

The factor 55.56 ( $\text{MJ/kg CH}_4$ ) is the energy content of methane.

$\text{CH}_4$  emissions originating from slurry storage were also calculated by the ‘Tier-2’ method according to the IPCC (2006a; equation 10.23):

$$\text{EF} = \text{VS} \times 365 \times \text{B}_0 \times 0.67 \text{ kg/m}^3 \times \text{MCF}/100$$

where       $\text{EF}$  = the annual  $\text{CH}_4$  emission factor in  $\text{kg CH}_4 \text{animal}^{-1} \text{year}^{-1}$ ;

- VS = the daily volatile solid excreted in kg dry matter animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> (calculated through the overall energy input, digestibility and ash content);
- B<sub>O</sub> = the maximum methane producing capacity for manure in m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> (kg VS)<sup>-1</sup> excreted (0.24 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/(kg VS), which is assumed as the value for dairy cattle in western Europe according to the IPCC (2006a)); and
- MCF = the methane conversion factor for each manure management system<sup>15</sup>.

The factor 0.67 is the conversion factor of m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> into kg CH<sub>4</sub>.

Nitrous oxide emissions caused by storage of liquid manure were calculated using the ‘Tier-1’ method (IPCC, 2006a, equations 10.25 and 10.26). These emissions consisted of the direct and indirect emissions produced by evaporation. To calculate the average nitrogen excretion, an excretion rate of 0.48 (0.33) kg N per 1000 kg live weight per day for dairy cattle (including heifers and calves) was assumed (IPCC, 2006a, Table 10.19). For direct nitrous oxide emissions, the emission factor was the weighted average of the respective storage systems<sup>16</sup>. A weighted average was also constructed for determining the N<sub>2</sub>O emissions produced indirectly through evaporation (NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>) (IPCC, 2006a, Table 10.22)<sup>17</sup>.

Furthermore, the amount of nitrogen available for application after storage loss was calculated (IPCC, 2006a, Table 10.23)<sup>18</sup>. For the nitrogen quantity applied through the litter contained in the farm fertilizer, values of 7 kg/year (cows and heifers) and 4 kg/year (calves) were assumed (IPCC, 2006a).

For fertilizer application, direct and indirect emissions were also considered and calculated by means of the ‘Tier-1’ method based on overall nitrogen application through mineral and farm fertilizer as well as plant residue. The IPCC (2006b, Table 11.1) specified an emission factor of 0.01 kg N<sub>2</sub>O-N per kg nitrogen application for direct emissions and 0.02 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N for pasture manure.

Indirect N<sub>2</sub>O emissions during application developed through atmospheric deposition, which accounted for an emission factor of 0.01 kg N<sub>2</sub>O-N/(kg NH<sub>3</sub>-N + NO<sub>x</sub>-N) according to the IPCC (2006b, Table 11.3). In addition to farm and pasture manure (Frac<sub>GASM</sub>: 0.2 kg NH<sub>3</sub>-N

---

<sup>15</sup> Methane conversion factors that depend on the aerobic/anaerobic milieu: uncovered storage of liquid manure 17 %, covered storage of liquid manure 10 %, dung plate 2 %, and pasture feeding 1 %.

<sup>16</sup> Emission factor (kg N<sub>2</sub>O-N per kg N-excrement) for direct N<sub>2</sub>O emissions that depends on the aerobic/anaerobic milieu: uncovered storage of liquid manure 0, covered storage of liquid manure 0.005, slatted floor 0.002, and dung plate 0.005.

<sup>17</sup> Frac<sub>Gasm</sub> (portion of nitrogen evaporating as NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>): covered or uncovered storage of liquid manure 40 %, slatted floor 28 %, and dung plate 30 %.

<sup>18</sup> Frac<sub>LossMS</sub> (portion of nitrogen lost during storage): covered or uncovered storage of liquid manure 40 %, slatted floor 28 %, and dung plate 40 %.

and NOx-N per kg N), the nitrogen portion produced by mineral fertilizer ( $\text{Frac}_{\text{GASF}}$ : 0.1 kg NH<sub>3</sub>-N and NO<sub>x</sub>-N per kg N) that evaporated as NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> was also considered.

However, indirect nitrous oxide emissions also developed through eluviation. The IPCC (2006b, Table 11.3) indicated an emission factor of 0.0075 kg N<sub>2</sub>O-N per kg eluviated nitrogen. In addition, the nitrogen portion lost by eluviation was rated 0.3 kg N per kg nitrogen applied or produced by pasture manure. The nitrogen emission factor of the IPCC (2006b, Table 11.1) for “temperate organic crop and grassland soils” was 8 kg N<sub>2</sub>O per ha per year and used for all of the farm areas.

The quantity of livestock excrements was apportioned between the number of grazing days, average number of hours on pasture and storage plus application of liquid manure and pasture. The lime requirement was calculated based on the needs of the plant, which was dependent on the yield and an emission factor of 0.12 tons carbon per ton of lime application (assumed) according to the IPCC (2006b).

#### 5.3.5.2 Secondary sources of emissions

Emissions caused by the production of electricity, fuel, mineral fertilizers, pesticides, and purchased fodder fall into the scope of secondary sources. To calculate the secondary emissions, the emission factors of the previously mentioned “Probas” database of the Federal Environment Agency (2013) were considered, and the most suitable process<sup>19</sup> was selected.

The emission factors of the main secondary sources are listed in Table 15. The IDF (2010) advocated for the consideration of emissions caused by direct changes in land use resulting from the conversion of natural areas and pastures into plough land (Weiss and Leip, 2012).

Therefore, the emission factors for purchased feedstuff (grain maize, crop, rapeseed meal and soy meal), which is frequently produced overseas, were associated with direct changes in land use. However, the direct changes in land use for fodder mainly produced in Germany, including grass silage, dried molasses or field beans, cannot be traced.

If compound feedstuff was used, it was broken down by ingredient and assessed proportionately with the emission factors of the ingredients with consideration of the direct changes in land use. Because of the use of standard values for harmonizing different levels of intensity following the deduction of the farm’s calculated stock of heifers, rearing of heifers fell into the scope of secondary sources. For rearing heifers as a means of replacement, emissions of 11 kg CO<sub>2</sub>eq per kg live weight were assumed independent of the farming system (Rotz et al., 2010) and multiplied by the corresponding percentage of culled cows per year. The average

---

<sup>19</sup> Related to the geographic location and year of investigation of the production method described.

weight calculated for these heifers was determined in cooperation with the farm managers and based on the breed: Fleckvieh = 630 kg, Holstein = 580 kg, Vorderwälde = 550 kg, and Brown Swiss = 580 kg. These four breeds can be ordered with regard to their influence on milk or meat output as follows (with decreasing breed influence on milk yield compared to meat yield): Holstein, Brown Swiss, Vorderwälde, and Fleckvieh (RBW, 2013).

Table 15: Emission factors of selected secondary sources of greenhouse gases

	Unit	Emission factor (kg CO <sub>2</sub> eq/unit)	Reference
Electricity	kWh	0.57	Fed. Env. Agency
Diesel fuel consumption	L	2.98	Fed. Env. Agency
<b>Fertilizer production:</b>			
N	kg	7.57	Fed. Env. Agency
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg	1.25	Fed. Env. Agency
K <sub>2</sub> O	kg	1.20	Fed. Env. Agency
Ca	kg	0.01	Fed. Env. Agency
Pesticides	kg	5.37	Fed. Env. Agency
<b>Purchased fodder:</b>			
Grain maize (dLUC)	kg	0.31	Fed. Env. Agency
Crop (dLUC)	kg	0.41	Fed. Env. Agency
Rapeseed meal (dLUC)	kg	0.38	Fed. Env. Agency
Soy meal (dLUC)	kg	0.50	Fed. Env. Agency
Field bean	kg	0.14	Fed. Env. Agency
Dried molasses	kg	0.03	Fed. Env. Agency
Grass silage	kg	0.10	Fed. Env. Agency
Maize silage	kg	0.10	Fed. Env. Agency
Hay	kg	0.14	Fed. Env. Agency
Clover	kg	0.12	Fed. Env. Agency
Field grass	kg	0.04	Fed. Env. Agency
Mineral fodder	kg	0.01	Fed. Env. Agency

Source: Authors' own presentation basend on Federal Environmental Agency (2013)

Emissions with effects below 1 % of the overall emissions (e.g., manufacture of cleaning agents, drugs, etc.) were not considered for the balance according to the IDF (2010), and the emission-neutral biogenic carbon cycle of breathing and photosynthesis was also disregarded. Investment goods that can be used for many years (such as buildings, machinery, storage of liquid manure, housing systems, and equipment for the application of liquid manure) and cannot be identified in the flow of materials for immediate use were not considered. This method is in accordance with the IDF (2010) because they accounted for a small portion of product-related emissions and data acquisition is complex in this area. When allocation was required

for the purchased feedstuff, it was economically separated into main and side products, which was consistent with other studies (Yan et al., 2011).

## 5.4. Results

According to the stated hypotheses, the first step of the present analysis is intended to describe the influence of various variables on the PCF per kg milk and the method in which these influencing factors co-determine a farm's profitability. All of the factors that potentially influence the PCF are considered explicitly, whereas the variables that predominantly determine profitability and have negligible influences on the PCF (e.g., work economics and milk price) are not considered. The coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.367 for organic farms between the PCF and MI per kg milk indicates that a relationship exists between the GHG balance and farm profitability on principle. This relationship is less pronounced for conventional farms, which has a coefficient of determination of only 0.193.

In a second step, the correlation between PCF and profitability is closely investigated, with consideration given to the fodder demand per kg milk as an important indicator of good farm management.

### 5.4.1. Potential Factors Influencing the Carbon Footprint and Associated Correlation with Management Income per kg Milk.

To identify factors that have the potential to influence the PCF level, we selected 11 variables from the farm production methods that may influence the PCF according to the sample in consideration of comparable studies (e.g., Jones et al., 2014). Table 16 shows the variables sorted by organic (36 enterprises) and conventional (45 enterprises) farming.

The differences between the production methods are recognizable, particularly with regard to diesel fuel consumption, milk yield, culled cows per year, concentrated feed use, and total fodder demand per kg milk. The conventional milk production achieves lower ( $p=0.014$ ) PCF ( $1.45 \pm 0.28$  kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk (mean and SD)) compared to organic production ( $1.61 \pm 0.29$  kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk).

In a second step, we compare the coefficients of determination for the 11 selected variables to the PCF and MI per kg milk of the organic and conventional farms to allow for a preliminary assessment of the importance of single influencing factors. Table 17 indicates that the demand of fodder per kg milk, milk yield per cow, fodder area available per cow, grassland yield and percentage of culled cows per year make the greatest impact on the PCF.

Table 16: Factors in the sample that have the potential to influence the carbon footprint sorted by organic and conventional farming

	Organic				Conventional			
	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD	Min	Max
Carbon footprint (CO <sub>2</sub> eq/kg milk)	1.61	0.29	1.18	2.38	1.45	0.28	1.06	2.59
Herd size (milk cows)	44	15	22	87	42	16	20	83
Grassland yield level (dt/ha)	63	16	39	92	67	18	39	115
Forage area (ha/cow)	1.0	0.3	0.6	1.8	1.0	0.4	0.5	2.1
Mineral N per ha (kg)					23	16	0	64
Diesel consumption (L/ha)	90	31	67	163	113	38	64	259
Milk yield (kg ECM/cow)	5,833	1,143	3,703	8,637	6,565	1,324	2,858	9,125
Culled cows per year (%)	25.4	5.6	12.6	34.2	34.3	8.8	16.6	53.9
First calving age (months)	31.0	2.7	24.8	36.9	30.2	2.3	26.1	37.4
Concentrate (dt/cow)	8.7	4.0	0.2	18.9	15.1	7.0	1.4	31.1
Fodder demand (kg/kg milk)	1.13	0.20	0.84	1.82	1.01	0.16	0.80	1.64
Breed distribution (%) (HF; BS; VW; FL; others) <sup>1</sup>	25; 14; 31; 28; 3				36; 2; 20; 40; 2			

<sup>1</sup>: Sorted by influence on milk yield in breeds: HF = Holstein-Friesian; BS = Brown Swiss; VW = Vorderwälder; and FL = Fleckvieh

Source: Authors' own calculations

The coefficients of determination of the variables presented with the MI are smaller than with the PCF. However, marked relationships exist among the variables listed in Table 17 with fodder demand per kg milk and milk yield per cow.

Table 17: Coefficients of determination of single variables regarding their impact on the carbon footprint and management income per kg milk for organic and conventional farms in the sample

Variable	R <sup>2</sup> of the carbon footprints per kg milk with ...		R <sup>2</sup> of the MI per kg milk with ...	
	Organic	Conventional	Organic	Conventional
(1) Fodder demand/kg milk	0.541	0.435	0.214	0.265
(2) Milk yield (kg ECM/cow)	0.455	0.320	0.325	0.178
(3) Fodder area available (ha/cow)	0.534	0.236	0.099	0.152
(4) Grassland yield level (dt)	0.215	0.304	0.029	0.076
(5) Culled cows per year (%)	0.108	0.292	0.186	0.002
(6) Concentrate expenditure (dt/cow)	0.159	0.055	0.044	0.031
(7) Age at 1 <sup>st</sup> calving (months)	0.055	0.110	0.198	0.066
(8) Mineral fertilizer use	-	0.047	-	0.000
(9) Diesel consumption per ha	0.031	0.058	0.000	0.002
(10) Breed <sup>1</sup>	0.011	0.038	0.038	0.047
(11) Herd size (milk cows)	0.111	0.001	0.144	0.193

<sup>1</sup>: Breed sorting via dummy variables according to their influence on milk yield in the breeds: Holstein = 1; Brown Swiss = 2; Vorderwälder = 3; and Fleckvieh = 4

Source: Authors' own calculations

This finding demonstrates that there is a potential to achieve simultaneous optimization of GHG balances and profitability in the farms. In a third step, we analyze the above-mentioned 11 variables and production method (organic versus conventional) as the 12<sup>th</sup> variable by means of a multiple linear regression<sup>20</sup> (Backhaus et al., 2008) to identify the statistically significant factors among those that have the potential to influence the PCF (see Table 18). The “milk yield” factor is not considered in the regression analysis because it has a correlation of 0.82 with the “fodder demand per kg milk” factor.

“Fodder demand per kg milk” is the main characteristic with a coefficient of determination of regression of 0.735, and it is followed by “percentage of culled cows per year”, “grassland yield level” and “area available per cow”. Nevertheless, if the factors are considered separately, milk yield per cow (0.407) has the second highest coefficient of determination after fodder demand per kg milk (0.516).

Table 18: Results of a multiple linear regression analysis to identify the significant factors influencing the carbon footprints per kg milk in the sample ( $p < 0.05$ )

$R^2: 0.735$	Non-standardized coefficients		Standardized coefficients		
Standard error: 0.156	B	Standard error	Beta	t Value	p
Fodder demand per kg milk	0.734	0.118	0.465	6.234	0.000
Culled cows per year (%)	-0.010	0.002	-0.301	-4.469	0.000
Grassland yield level (dt/ha)	-0.004	0.001	-0.251	-3.283	0.002
Area per cow	0.129	0.055	0.199	2.333	0.022
Constant	1.150	0.169		6.811	0.000

Source: Authors' own calculations

The negative weighting of “culled cows per year” is indicative of a lower PCF in cases of high percentages of culled cows per year, although this result indicates that more animals are required for stock replacement.

All of the significant influencing factors help explain why conventional farms perform better when compared to organic farms (cf. Table 16); conventional farms are characterized by lower fodder demand per kg milk, higher amounts of culled cows per year, higher grassland yield and less area used per cow, despite the absence of the production method in the results of the multiple linear regression analysis. Similarly, the milk yield per cow factor indicates that conventional farms perform better. A fourth step examines the individual farms' composition of PCF between organic and conventional farming with a focus on the fodder demand per kg

<sup>20</sup> The linearity, multicollinearity, heteroscedasticity and normal distribution conditions of the disturbance variables are considered (Backhaus et al., 2008).

milk because this factor (together with the milk yield per cow) was found to be the main factor influencing for the PCF as well as the MI. In addition, the fodder demand per kg milk is expressive of the farming system and dairy cattle herd efficiency and can be considered an indicator of good farm management in the context of herd efficiency.

#### 5.4.2. Size and Composition of Carbon Footprint per kg Milk According to the Sample

##### Based on Fodder Demand per kg Milk

Figure 6 and Figure 7 represent the PCF of all of the organic and conventional farms, respectively. We sorted the two production methods by fodder demand per kg milk with ascending figures from left to right. The diagrams demonstrate that both production methods tend to have high PCF when the fodder demand per kg milk increases.

There is significant variance within the sample, with the lowest PCF found for the organic farms at less than half the highest PCF value.

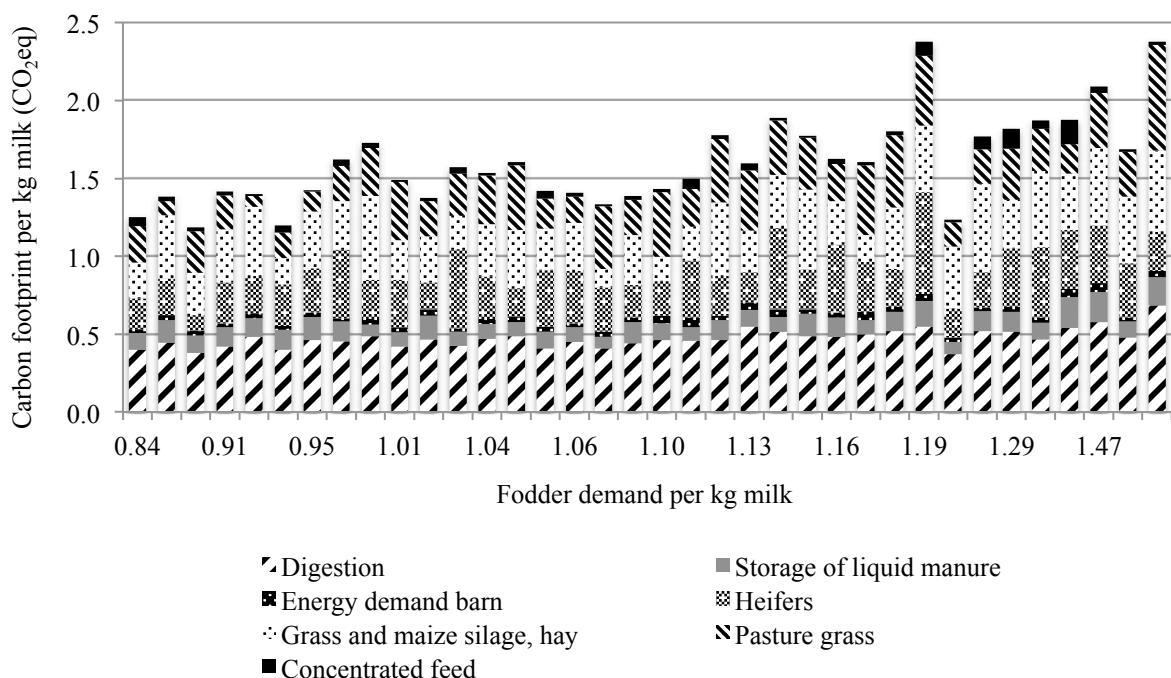


Figure 6: Composition of the carbon footprints/kg milk for the organic farms in the sample sorted by fodder demand per kg milk with ascending values from left to right

Source: Authors' own calculations

Moreover, the two figures demonstrate that digestion (methane), rearing of heifers (despite low PCF with high percentages of culled cows per year) and growing of fodder (pasture, grass

silage, maize silage, and hay) constitute the major portion of the PCF. The differences between farms with high and low PCF appear to be mainly a result of forage usage.

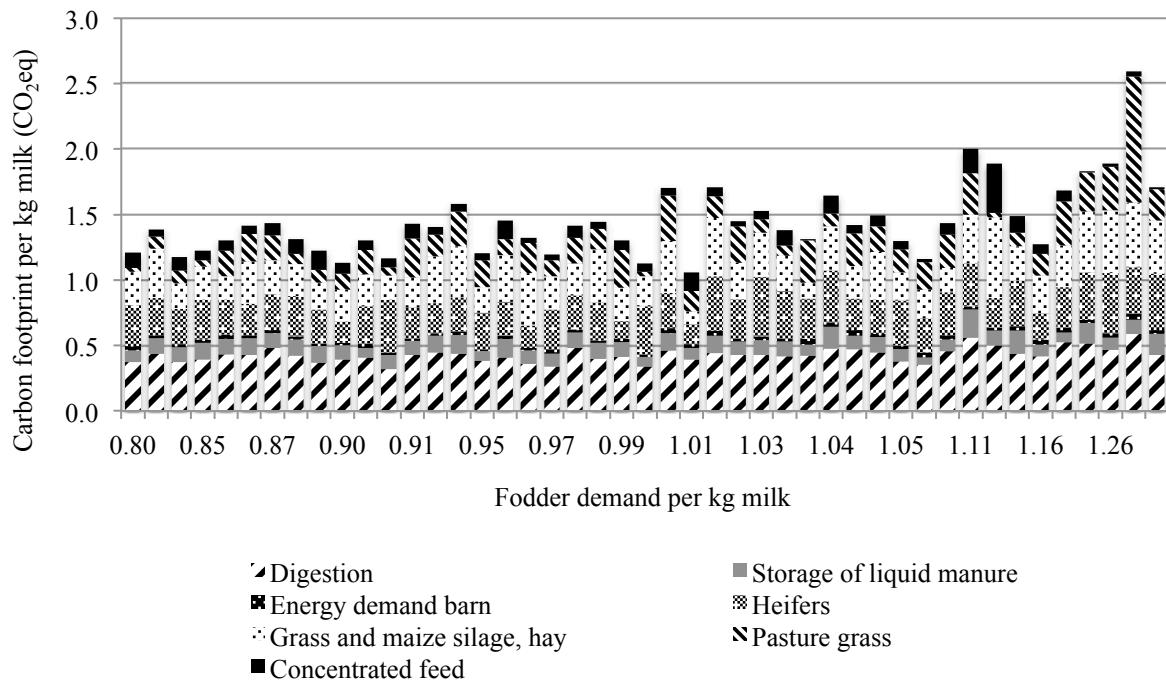


Figure 7: Composition of carbon footprint/kg milk for the conventional farms in the sample sorted by fodder demand per kg milk with ascending values from left to right

Source: Authors' own calculations

#### 5.4.3. Relationship between Carbon Footprints and Farm Profitability with Special Consideration of Fodder Demand per kg Milk

The next sections reviews the associated potential positive influence on the profitability of farms with consideration of the potential for enhanced efficiency by decreased fodder demand per kg milk and aims to further elucidate the importance of different management strategies. Therefore, we used the K-means cluster analysis to subdivide the organic and conventional farms according to their main PCF influencing factor into farms with low, medium and high fodder demand per kg milk (cf. Table 19). The average fodder demand per kg milk is  $1.13 \pm 0.20$  kg fodder/kg milk for organic farms and  $1.01 \pm 0.16$  kg fodder/kg milk for conventional farms. We found differences in the PCF within one production method for each cluster of fodder demand ( $p < 0.01$ ). For both production methods, farms with lower fodder demand per kg milk tended to feature larger farm units, higher yield per hectare, lower area use per cow, higher milk quantities and higher forage performance. Moreover, they had higher concentrate expenditures and numbers of culled cows per year, which substantiated the results of the mul-

tiple linear regression analysis. Regarding grazing hours, the results were inconsistent, which indicated that low fodder demand per kg milk was not necessarily dependent on the number of grazing hours. These results should not be generalized, however, because the sample or the individual clusters were not based on a large number of representative farms (see Table 19).

Table 19: Production-related and economic characteristics as well as the carbon footprints per kg milk of 81 dairy farms in southern Germany with grazing sorted by organic and conventional farms as well as by different fodder demand values per kg milk using the k-means cluster analysis (mean values)

Cluster number	Organic			Conventional		
	1	2	3	1	2	3
Fodder demand/kg milk	0.98	1.16	1.53	0.90	1.08	1.55
Standard deviation	0.07	0.06	0.17	0.06	0.07	0.13
Number of farms	16	15	5	22	21	2
Herd size (milk cows)	51	39	39	43	42	28
Grassland yield level (dt DM/ha)	64	62	58	65	71	42
Area (ha/cow)	0.9	1.1	1.4	1.0	0.9	1.8
Milk yield (kg ECM/cow)	6,761	5,355	4,295	7,517	5,869	3,393
Milk yield (kg ECM/ha)	5,840	4,384	2,332	6,185	5,295	1,395
Days of life effectiveness (kg ECM/d)	10.9	9.1	7.3	11.4	9.4	5.4
Forage performance (kg ECM/cow)	4,567	3,817	3,147	3,690	3,350	2,670
Forage expenditure (dt/cow)	10.7	7.5	5.6	18.8	12.4	3.6
Grazing hours per cow/a	2,435	2,971	1,976	1,727	2,708	3,080
Culled cows per year (%)	27.3	23.4	24.3	36.8	32.2	27.4
Carbon footprint per kg milk	1.44 <sup>a</sup>	1.66 <sup>b</sup>	1.98 <sup>c</sup>	1.32 <sup>a</sup>	1.51 <sup>b</sup>	2.15 <sup>c</sup>
Gross profit (Ct per kg milk)						
Milk sale	42.6	42.2	39.8	31.6	31.5	26.5
Cattle sale	4.5	6.8	7.9	5.2	7.5	11.2
AEM <sup>1</sup>	5.1	8.1	14.4	3.3	3.9	24.1
Production costs (Ct per kg milk)						
Concentrate costs	7.3	6.0	6.3	7.3	6.7	4.3
Forage costs	17.5	20.4	28.9	17.5	18.7	36.0
Overall fodder costs	24.8	26.4	35.1	24.8	25.3	40.1
Direct costs	31.0	33.8	42.4	30.8	32.2	50.3
Full costs	54.0	64.2	77.8	53.4	59.7	102.6
Management income (MI) (Ct/kg milk)	-0.6	-6.2	-15.2	-12.6	-15.8	-36.5
Ground rent (€/ha)	122	-58	-181	-571	-584	-452
Earnings/workforce hour (€)	22.91	18.96	12.24	11.09	10.70	5.95
Earnings/farm (€)	73,793	49,703	35,874	38,634	33,106	18,540

<sup>1</sup>Agri-environmental measures: funding through the 2<sup>nd</sup> pillar of the Common Agricultural Policy (CAP) of the European Union

<sup>a-c</sup>Means within a row and within the organic and conventional production method with different superscripts differ ( $p<0.01$ )

Source: Authors' own calculations

The review of farm profitability reveals major advantages in the organic farms compared to conventional farms (see also Kiefer et al., 2014). In addition, farms with low fodder demand

per kg milk are generally characterized by lower fodder costs, direct costs, and full cost of milk production, and they achieve a better MI or higher ground rents and profits per work-force hour or farm for this reason. Therefore, fodder demand per kg milk can serve as an indicator for good farm management, although the above observations cannot be ascribed solely to this particular factor.

Figure 8 and Figure 9 demonstrate and substantiate the impact of fodder demand per kg milk on the PCF/kg milk and MI. The data for the individual farms result in the following linear regression equations for the impact of fodder demand per kg milk.

For organic farms,

$$\text{PCF: } y = 1.05x + 0.42; \text{ and}$$

$$\text{MI: } y = -20.67x + 18.36.$$

For conventional farms,

$$\text{PCF: } y = 1.17x + 0.26; \text{ and}$$

$$\text{MI: } y = -31.04x + 16.35.$$

These results indicate that for organic farms, the reduction of fodder demand per kg milk by 100 g enables a PCF reduction of 105 g per kg milk and an increase in the MI of approximately 2.1 Ct/kg milk. For conventional farms, the reduction of fodder demand per kg milk by 100 g corresponds to a PCF reduction of 117 g/kg milk and an increase in the MI by approximately 3.1 Ct/kg. Increased MI/kg milk also results in an accretion of many other economic characteristics, including profits, which are not considered here. However, for the conventional farms in our sample, the linear regression equation for the MI is strongly influenced by the results of three “outlier farms.”

Therefore, our hypotheses can be largely confirmed, with the fodder demand per kg milk recognized as a central factor in the potential improvement of the PCF and profitability of farms because it is a strong indicator of the quality of farm management. Similarly, these results can also be reproduced for the milk yield and area per cow characteristics but with decreasing coefficients of determination.

Other single production-related characteristics reviewed in this study seem unsuitable for achieving simultaneous optimization of GHG balances and farm profitability.

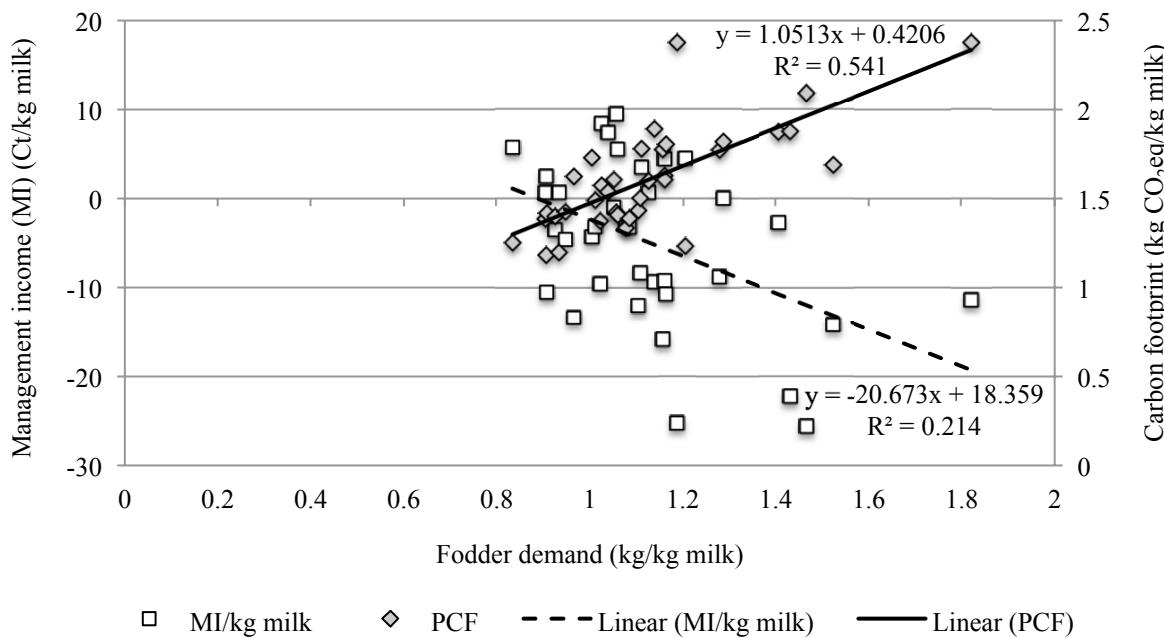


Figure 8: Management income (MI) and carbon footprint per kg milk for the organic farms as a function of the fodder demand per kg milk

Source: Authors' own calculations

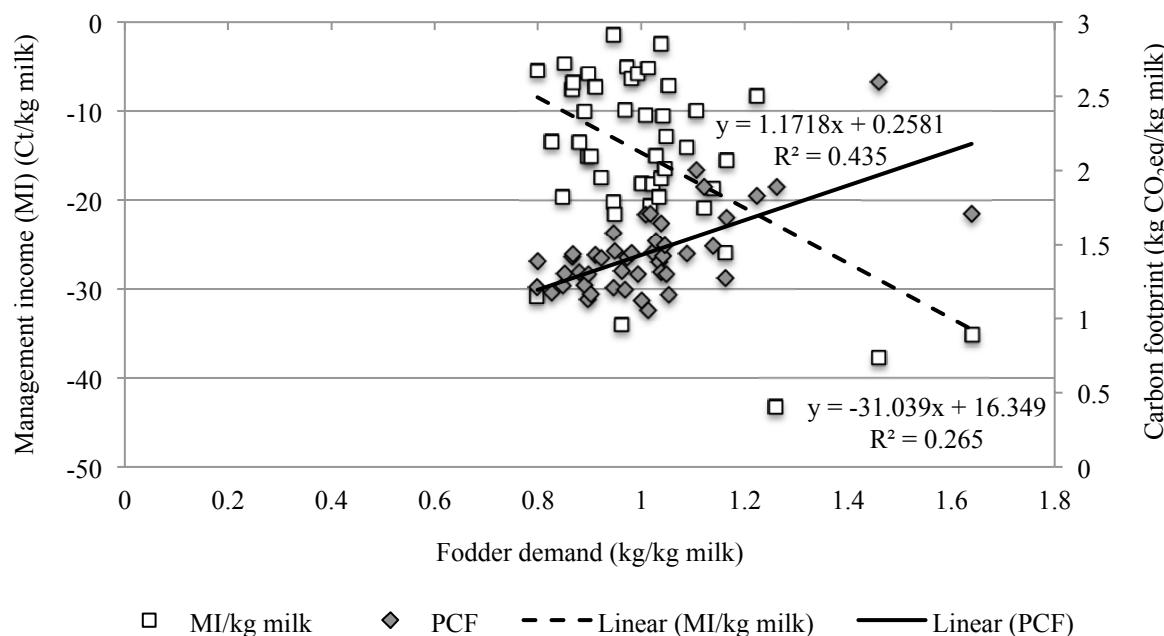


Figure 9: Management income (MI) and carbon footprint per kg milk for the conventional farms as a function of the fodder demand per kg milk

Source: Authors' own calculations

The combination of multiple variables with special emphasis on the variables with high coefficients of determination is indicative of competent business management, which is indicated by the strong dependency of GHG balances and profitability on farm management. However, dependency only applies if the results of either production method are reviewed separately. The conversion of the production method from organic to conventional farming and vice versa requires a recalibration of the fodder demand per kg milk as an indicator of management competence or associated economic optimization because the changeover from conventional to organic production affects the profitability, which is indicated by the milk production on organic farms showing more economic success in this study, and efficiency of the use of resources, which may lead to a higher PCF. Thus, “GHG avoidance gains” cannot always be achieved through increased efficiency or improved management.

## 5.5. Discussion

The objective of this study was to conduct a comparative analysis of profitability and GHG emissions within a convenience sample consisting of organic and conventional dairy farms with grazing cattle in southern Germany. Multiple variables that represent a measure of efficiency for the consumption of natural resources were identified as common determining factors for the target variables of profitability and PCF, although the influence of these factors was stronger on the PCF than on profitability. To a large degree, profitability was dependent on additional variables such as the cost of capital and labor, which had limited or no relevance for the PCF. Although the present study was based on a sample that was larger than average samples, it was not representative of milk production in southern Germany. However, many interesting points for discussion can be derived from this analysis, and the study aimed to contribute to the reduction of GHG emissions caused by milk production at the lowest possible cost. The following description attempts to interconnect the previously described analyses and derive conclusions from this interconnection.

### 5.5.1. Profitability within the Sample by Comparison of Organic and Conventional Production

In the framework of investigations into farm profitability, the sample generally underperforms to some extent compared to a reference group with a regional perspective that consists of specifically selected and relatively intensive permanent housing farms with high milk yield; this comparison has been evaluated using the same method (LEL, 2009, 2010, 2011). Only the

upper quarter of the pasture farms shows comparably high economic strength. However, these reference farms of the Rinderreport BW are characterized by better locations and approximately double the herd size, which relativizes the differences in profitability.

Table 20: Comparison of pasture-based dairy farms to the conventional permanent housing farms of Baden-Württemberg with regard to production-related characteristics and management income (MI) per kg milk (2009-2011; sorted by MI).

	Mean of pasture farms	Upper quarter of pasture farms	Mean of Rinderreport BW	Upper quarter of Rinderreport BW
Farms	81	20	50	13
Herd size (milk cows)	43	53	94	120
Area (ha)	56	63	74	90
Milk yield (kg/cow)	6,239	6,333	8,675	8,845
Milk price (Ct/kg)	38.7	45.0	33.4	34.5
MI (Ct/kg milk)	-10.6	+2.5	-3.9	2.8

Source: Kiefer et al. (2014); LEL (2009, 2012, 2011)

The analysis of the sample with the pasture shows that the economic strength is not necessarily dependent on particularly high efficiency with respect to fodder demand per kg milk or milk yield per cow but is rather a result of the high portion of organic farms, which obtain high milk prices and subsidies from the 2<sup>nd</sup> pillar of the CAP.

### 5.5.2. Efficiency Criteria Featuring Important Factors that Influence the Carbon Footprint Level of Pasture-based Dairy Farms

According to the determining factors, the management of an individual farm is closely related to the herd efficiency and appears to be the most decisive factor for a successful PCF reduction. Therefore, the efficient utilization of all of the production factors to achieve optimum performance levels may contribute to a PCF reduction. Other factors such as the choice of breed appear to be less influential. The close interrelationship between grassland yield and area available per cow is not compelling because the area required per cow can also be influenced by the purchased fodder or efficiency of forage usage. However, a general definition of successful management of a dairy farm does not appear possible, and success can only be differentiated from less successful management by an awareness of the individual variables that determine success. Therefore, characteristics such as fodder demand per kg milk must be used for classifying business success.

Thomassen et al. (2009) also advocate for the efficient fodder input per kg milk, among other factors, to enable profitable and environmentally friendly production. Various approaches are designed to reduce fodder demand, and influencing factors include the composition of fodder (relation of forage and concentrated feed), area available per cow, digestibility and tastiness of fodder, herd composition and phase of vegetation (Dryder, 2008). High-quality fodder with high-energy content and relatively low fiber content simultaneously reduce the fodder demand per kg milk and PCF (Lovett et al., 2008). Moreover, the use of fermentation-modifying agents may be advantageous (Lovett et al., 2006); however, such agents are difficult to implement in pasture-based farms. Additional optimization approaches include improved light and odor conditions in the barn and sufficient provisions of space and water (Dryder, 2008). Lovett et al. (2006) demonstrate that an increased concentrate portion results in decreasing GHG emissions within a breed-dependent milk yield level because the increase in concentrated feed reduces enteric methane production (Hindrichsen et al., 2006; Yan et al., 2010). O'Brien et al. (2010) also found a lower concentrate-associated PCF of milk compared with pasture-based milk production. However, the methane production formula recommended by the IPCC (2006a) does not yet consider this correlation. The fact that concentrated feed consists of materials that are digestible by humans is also a point of criticism because it may be disadvantageous in the context of feedstuff rivalry as a result of rising population numbers (Gill et al., 2010). Furthermore, a major portion of such fodder, e.g., soy meal, is produced overseas and can lead to changes in land use in the countries of origin (Weiss and Leip, 2012), whose impact on the global GHG balance has not yet been investigated conclusively.

Additional savings potential can be found in fertilizer management, such as in the selection of the optimal application time (Chadwick et al., 2011). In addition, the results of studies have demonstrated that high efficiency is decisive for GHG emissions, and Olesen et al. (2006) identified a good correlation between a farm's nitrogen efficiency and GHG emissions per product unit, and this correlation was conducive to GHG reduction. Doubling of the nitrogen efficiency from 12.5 to 25 % reduced the product-related GHG emissions by approximately 50 %. Schils et al. (2006) showed that the reduction of excess nitrogen could effectively reduce GHG emissions. Moreover, efficient fertilizer management can also increase grassland yield, which can be considered positive with regards to PCF according to the regression analysis. This observation can be explained by a greater efficiency of land use that results in a lower area use per kg milk and reduces area-related, intensity-independent emissions, such as natural area-related emission of nitrous oxide per kg milk. An increased grassland yield also results in a lower area demand for the same herd size, which is beneficial for reducing the

PCF according to the regression analysis. Additionally, the digestibility of roughage can be improved and methane emissions can be reduced (Schils et al., 2005). However, increased yield is frequently associated with a rise in nitrogen fertilization, which results in increased emissions (mainly because of nitrous oxide emissions during application and energy costs in manufacturing). Kristensen et al. (2011) consider production systems that focus on high herd efficiency advantageous and state that the feed conversion rate (conversion of fodder into milk) and milk yield are major factors that indicate success. Other studies (e.g., Brade and Flachowsky, 2007; Yan et al., 2010) also consider an increase in milk yield per cow to be an important strategy of PCF reduction as a result of lower methane emissions per kg milk. High milk yield is frequently linked to high numbers of culled cows per year in the literature because high milk yield is often negatively correlated with fertility (Lovett et al., 2006; Yan et al., 2010). The impact on the PCF can be explained as follows: with higher milk yield, less dairy cows are required to produce a constant quantity of milk, which results in reduced methane emissions per kg milk. However, when considering the overall system, more animals must be reared to achieve a higher milk yield as a rule and may result in higher overall methane emissions (Lovett et al., 2006). O'Brien et al. (2010) also show that genetic selection for higher milk production leads to higher PCF values compared to simultaneous selection for production and fertility and health characteristics. Casey and Holden (2005) consider the combination of a milk yield increase per cow and decrease of young cattle rearing (low percentage of culled cows per year) to be a suitable strategy to lower the PCF. However, the results of our study cast doubt on whether the simultaneous optimization of these two variables is possible because when the characteristics of Milk Yield and percentage of culled cows per year are compared, the effect of higher milk yield or better feed conversion ratio, respectively, appear to outweigh the emissions of rearing young cattle. Therefore, high milk yield can compensate for increases in methane or GHG emissions due to high numbers of culled cows per year. However, this result does not mean that farms with high percentage of culled cows per year necessarily have lower PCF values. Another proposal is to extend the calving intervals to produce less "excess" calves and further reduce methane emissions related to milk production (Lovett et al., 2006, De Boer et al., 2011). The use of sexed sperm might introduce additional benefits because any potential lack of female cattle would be compensated for in cases of long intervals of extended calving. However, lower amounts of meat as a coupled product would be produced in connection with milk production. If the lack of meat on the market is compensated for by alternative beef production systems (e.g., suckler cow herds), this approach may cause additional emissions and increase the overall GHG emissions of food

production (Zehetmeier et al., 2012). Overall, these considerations show that an isolated view of individual sources of emission is unrewarding. Therefore, efficient reduction strategies should be based on the individual farm level to arrive at an economic and PCF-related management optimum that combines the above criteria in the context of herd efficiency. A holistic perspective is required to avoid reducing the efficiency of the entire food chain by an over-emphasis on savings of the individual farm.

### 5.5.3. Sample- and Method-related Causes of the Carbon Footprint Level of Pasture Farms

Efforts to improve efficiency have shown that the consideration of the PCF reveals somewhat better values for more efficient, conventional milk production in this sample, although the differences between individual farms within one production method outweigh the differences between the production methods. With average values of 1.45 kg CO<sub>2</sub>eq/kg milk for conventional production and 1.61 kg CO<sub>2</sub>eq/kg milk for organic production, the results of this study show markedly higher PCF values than the respective results of most other studies, which found PCF in the range of 0.8 to 1.3 kg CO<sub>2</sub>eq/kg milk without regard to their methodological details (Pirlo, 2012). In other studies investigating GHG emissions, organic and conventional farms have performed at comparable levels (Thomassen et al., 2008; Van Der Werf et al., 2009; Kristensen et al., 2011). According to Jones et al. (2014), differences in the individual farm's calculation of PCF can result from two major causes: A broad distribution between the studies may be a result of data- and model-based uncertainties (Zehetmeier et al., 2013), whereas a natural distribution may be a result of differing environmental conditions and management practices. Consequently, the relatively high PCF of the sample may be related to the investigation being based on a sample of practicing farms that tend to be located in disadvantaged regions with difficult farming conditions. Many farms in the upland regions render considerable ecosystem services, which are compensated for by the 2<sup>nd</sup> pillar of the CAP. The criteria specified in the catalogue of measures do not permit efficient milk production within the framework of conservation of nature because they are intended to reduce herd density or enhance biodiversity. However, these measures are not compatible or intended to be compatible with high fodder efficiency or high yields, and our results are not representative of milk production in southern Germany.

Regarding methodology, GHG balancing in this study always attempts to adhere closely to the standards of the IPCC to ensure high comparability with other studies. For instance, we have adopted the IPCC (2006b, Table 11.1) specification for natural nitrous oxide emissions

for “temperate organic crop and grassland soils” of 8 kg N<sub>2</sub>O per ha per year. Other studies have employed a different approach; for example, Jones et al. (2014) reduced this factor to 0.25 kg N<sub>2</sub>O per ha per year based on the natural conditions of production in Scotland. If we had taken the same approach, the PCF of all of the farms in our study would have been approximately one third lower and the methane portion in the overall GHG emissions would have increased to over 50 %. Organic farms would have benefited at the same time because they yield a somewhat lower milk quantity per ha of used land, which results in a stronger load on the single kg milk through this factor. However, the approach according to the IPCC guidelines is more feasible for this study because a uniform natural nitrous oxide factor for the whole sample is difficult to determine. Moreover, the main objective of this study is to identify the GHG avoidance potential of the individual organic and conventional farms rather than balance the two production methods because a high potential exists for improving herd efficiency and reducing GHGs in both production methods, which is necessary for climate protection.

## 5.6. Conclusions

This study evaluated 81 dairy farms in southern Germany that practice pasture feeding to evaluate their profitability and GHG emissions. A comparative analysis demonstrated that efficiently managed milk production (high herd efficiency) in particular creates the potential for the simultaneous optimization of both target variables. However, the impact of efficient exploitation of natural resources is markedly stronger on the PCF than on profitability. This relationship is evident for both conventional and organic farms. However, conventional farms perform significantly better regarding the PCF, but they are outperformed by organic farming with respect to profitability as a result of the relatively low milk prices from conventional production in the period under investigation.

An isolated consideration of individual variables is not expedient for determining the reduction potential because every reduction measure causes changes in the overall system. Rather, the complex interrelationships of various management approaches must be considered when developing PCF-reduction measures (Jones et al., 2014). Effective and efficient GHG reduction requires the identification and implementation of conservation measures for the individual farm rather than the implementation of general recommendations. Nevertheless, the efficiency criteria found in this study (including fodder demand per kg milk, milk yield per cow, grassland yield, and area per cow) appear to be factors that indicate the success of farm man-

agement. Many farms can optimize fodder production, nutrient utilization, fodder quality, feed conversion, and animal health without necessarily causing disadvantages or higher emissions elsewhere. Management improvements that optimize the utilization of natural resources together with an appropriate level of performance are the primary recommendations for achieving GHG reduction in the individual farm. All of the efficiency criteria, including the fodder demand per kg milk, area per cow, efficiency of nitrogen utilization, and higher performance levels subject to availability of resources, are ultimately included in the quality of management. On principle, an enhanced quality of management can also improve a farm's profitability and lower the PCF values. For example, in organic farms, the reduction of fodder demand per kg milk by 100 g leads to a PCF reduction of 105 g/kg milk and an MI increase of approximately 2.1 Ct/kg milk. For conventional farms, the reduction of fodder demand per kg milk by 100 g corresponds to a PCF reduction of 117 g/kg milk and an MI increase of approximately 3.1 Ct.

Nevertheless, "GHG avoidance gains" cannot be achieved automatically by improved efficiency. First, the sample used in this study had a high portion of upland farms and is not representative of milk production in southern Germany. Second, changes in prices can also lead to changes in optimal specific intensity, which may alter the relevance of efficiency criteria, such as the fodder demand per kg milk. Finally, high milk prices favor the profit maximizers among milk producers and reduce the profit relevance of efficient factor utilization. This conclusion can also be applied to the potential changeover from conventional to organic production if higher milk prices and funding by the 2<sup>nd</sup> pillar of the CAP are achieved. Accordingly, efficiency enhancement measures aiming at a simultaneous optimization of profitability and PCF reduction only appear to be possible within production methods rather than across methods. The improved education and training of farmers and consultants regarding GHG avoidance appears to be a suitable measure for reducing GHG emissions on a national level. Only well-trained farm managers are good managers capable of running their farms efficiently. If reducing GHG emissions can result in higher profits, an education-induced intrinsic motivation to improve management might be more expedient than additional regulations, laws or taxes on GHG emissions.

## 5.7. Acknowledgment

This research work has been funded by the Ministry of Rural Affairs and Consumer Protection Baden-Wuerttemberg.

## 5.8. References

- Adams, T., Turner, J.A. (2012): An investigation into the effects of an emissions trading scheme on forest management and land use in New Zealand. *Forest Policy and Economics*. 15:78-90.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 112:153-162.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R. (2008): *Multivariate Analysemethoden*. Springer-Verlag. Berlin/Heidelberg.
- Bedoin, F., Kristensen, T. (2013): Sustainability of grassland-based beef production – Case studies of Danish suckler farms. *Livestock Science*. 158:189-198.
- Bioland (2013): Bioland-Richtlinien. [http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet\\_richtlinien/Bioland\\_Richtlinien\\_18\\_März\\_2013.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Richtlinien_18_März_2013.pdf)
- Blandford, D., Gaasland, I., Vårdal, E. (2014): The trade-off between food production and greenhouse gas mitigation in Norwegian agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 184:59-66.
- BMELV (2012a): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Berlin.
- BMELV (2012b): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis. Düngeverordnung. Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212). Berlin.
- Brade, W., Flachowsky, G. (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methanemissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde*. 79:417-465.
- Brandt, U.S., Svendsen, G.T. (2011): A project-based system for including farmers in the EU ETS. *Journal of Environmental Management*. 92:1121-1127.
- Casey, J.W., Holden, N.M. (2005): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems*. 86:97-114.
- Cederberg, C., Stadig, M. (2003): System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 8(6):350-356.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fangueiro, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T. (2011): Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167:514-531.
- Christie, K.M., Gourley, C.J.P., Rawnsley, R.P., Eckard, R.J., Awty, I.M. (2012): Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Animal Production Science*. 52:998-1011.
- Clark, H., Brooks, I., Walcroft, A. (2003): Enteric Methane Emissions from New Zealand ruminants 1990 and 2001 Calculated using an IPCC Tier 2 approach. Report prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry. New Zealand.

- De Boer, I.J.M., Cederberg, C., Eady, S., Gollnow, S., Kristensen, T., Macleod, M., Meul, M., Nemecek, T., Phong, L.T., Thoma, G., van der Werf, H.M.G., Williams, A.G., Zonderland-Thomassen, M.A. (2011): Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 3:423-431.
- De Vries, M., de Boer, I.J.M. (2009): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*. 128:1-11.
- Dryder, G.McL. (2008): *Animal Nutrition Science*. Cambridge University Press. UK.
- EEA (2013): European Environment Agency: *Greenhouse Gas Data Viewer*. Copenhagen. Denmark. Assessed: 2013/12/01.
- FAO (2010): *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Animal Production and Health Division. Rome.
- FAO (2013): FAO Statistical Yearbook (2013): *World food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Farming Futures (2010): Farmers being challenged on their environmental performance. <http://www.farmingfutures.org.uk/news/farmers-being-challenged-their-environmental-performance>. Assessed: 2013/12/21.
- Federal Environment Agency (2013): ProBas, 2013. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. Datenbank des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland, Berlin.
- Flysjö, A., Henriksson, M., Cederberg, C., Ledgard, S.F., Englund, J.E. (2011): The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*. 104:459-469.
- Gill, M., Smith, P., Wilkinson, J.M. (2010): Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal*. 3:323-333.
- Havlik, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, C.M., Mosnier, A., Thornton, P.K., Böttcher, H., Conant, R.T., Frank, S., Fritz, S., Fuss, S., Kraxner, F., Notenbaert, A. (2014): Climate change mitigation through livestock system transitions. *PNAS*. published ahead of print February 24, 2014.
- Hindrichsen, I.K., Wettstein, H.R., Machmüller, A., Kreuzer, M. (2006): Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113:150-161.
- IDF (2010): A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation*. 445.
- IPCC (2006a): Emissions from livestock and manure management. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. HS. Eggleston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara and K. Tanabe), National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan.

- IPCC (2006b): N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara and K. Tanabe), National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Valencia, Spain.
- ISO (2006a): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework. International Organisation for Standardization. Geneva, Switzerland.
- ISO (2006b): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines. International Organisation for Standardization. Geneva, Switzerland.
- Jones, A.K., Jones, D.L., Cross, P. (2014): The carbon footprint of lamb: Sources of variation and opportunities for mitigation. Agricultural Systems. 123:97-107.
- Kasterine, A., Vanzetti, D. (2010): The effectiveness, efficiency and equity of market-based and voluntary measures to mitigate greenhouse gas emissions from the agri-food sector. UNCTAD Trade and Development Review.
- Kiefer, L., Bahrs, E., Over, R. (2014): Die Vorzüglichkeit der Grünlandnutzung in der Milchproduktion. Potentielle Vorteile der Vollweidehaltung. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. 49:173-184.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. Livestock Science. 140:136-148.
- LAZBW (2009, 2010, 2011): Grundfutterreport 2009, 2010, 2011 Baden-Württemberg. Ergebnisse Grundfutteranalysen Dürrfutter Grassilage Maissilage. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei. Aulendorf.
- Leisen, E., Verhoeven, A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- LEL (2009, 2010, 2011): Rinderreport Baden-Württemberg. Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg. LEL Schwäbisch Gmünd. Germany
- Lewis E., Deighton, M., O'Loughlin, B., O'Neill, B., Wims, C., O'Brian, D., Buckley, F., Shalloo, L., O'Donovan, M. (2011): Towards reduced methane from grass-based Irish milk production systems. Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik. KTBL-Tagung 6. 2011/12/08. Bad Staffelstein. Germany
- LFL (2012): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe Zuchtrinder Schafe Ziegen, 35. ed. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Weihenstephan. [http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p\\_36967.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_36967.pdf) (last accessed 18.08.13).

- Lovett, D.K., Shalloo, L., Dillon, P., O'Mara, F.P. (2006): A systems approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. Agricultural Systems. 88:156-179.
- Lovett, D.K., Shalloo, L., Dillon, P., O'Mara, F.P. (2008): Greenhouse gas emissions from pastoral based dairying systems: The effect of uncertainty and management change under two contrasting production systems. Livestock Science. 116:260-274.
- Naturland (2012): [http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien\\_deutsch/Naturland-Richtlinien\\_Erzeugung.pdf](http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien_deutsch/Naturland-Richtlinien_Erzeugung.pdf). Assessed: 2014/03/01.
- Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M., Zeddies, J. (2006): Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. Agriculture, Ecosystems and Environment. 112:233-240.
- Nuthall, P.L. (2011): Farm Business Management. Analysis of Farming Systems, Oxfordshire, UK.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Buckley, F., Horan, B., Grainger, C., Wallace, M. (2011): The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. Agriculture, Ecosystems and Environment. 141:39-48.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Grainger, C., Buckley, F., Horan, B., Wallace, M. (2010): The influence of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on greenhouse gas emissions from pastoral dairy farms. Journal of Dairy Science. 93:3390-3402.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H., Djurhuus, J. (2006): Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. Agriculture, Ecosystems and Environment. 112:207-220.
- Pirlo, G. (2012): Cradle-to-farm-gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. Ital. Journal of Animal Science. 11(20):109-118.
- ProBas (2013): Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. Datenbank des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.
- RBW (2013): Informationen zu von der RBW betreuten Rassen. Kinderunion Baden-Württemberg. <http://www.rind-bw.de/allgemei.htm>. Assessed: 2013/04/01.
- Reijs, J.W., Daatselaar, C.H.G., Helming, J.F.M., Jager, J., Beldman, A.C.G. (2013): Grazing dairy cows in North-West Europe. Economic farm performance and future developments with emphasis on the Dutch situation. LEI report. Wageningen.
- Rotz, C.A., Montes, F., Chianese, D.S. (2010): The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. Journal of Dairy Science. 93:1266-1282.
- Schils, R.L.M., Verhagen, A., Aarts, H.F.M., Kuikman, P.J., Sebek, L.B.J. (2006): Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from intensive dairy systems in the Netherlands. Global Change Biology. 12:382-391.

- Schils, R.L.M., Verhagen, A., Aarts, H.F.M., Sebek, L.B.J. (2005): A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 71:163-175.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S. (2007): Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment. 118:6-28.
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. Agrarforschung Schweiz. 4:230-237.
- Thomassen, M.A., Dolman, M.A., van Calker, K.J., de Boer, I.J.M. (2009): Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. Ecological Economics. 68:2278-2284.
- Thomassen, M.A., van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M. (2008): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems. 96:95-107.
- Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S., Steinwidder, A. (2011): Merits of full grazing systems as a sustainably and efficient milk production strategy. Proceedings of the 16<sup>th</sup> European Grassland Federation Symposium, Irdning, Austria, 273-285.
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. (2009): An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. Journal of Environmental Management. 90:3643-3652.
- Weiss, F., Leip, A. (2012): Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. Agriculture, Ecosystems and Environment. 149:124-134.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M. (2011): An evaluation of life cycle assessment of European milk production. Journal of Environmental Management. 92:372-379.
- Yan, T., Mayne, C.S., Gordon, F.G., Porter, M.G., Agnew, R.E., Patterson, D.C., Ferris, C.P., Kilpatrick, D.J. (2010): Mitigation of enteric methane emissions through improving efficiency of energy utilization and productivity in lactating dairy cows. Journal of Dairy Science. 93:2630-2638.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heißenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. Animal. 6:154-166.
- Zehetmeier, M., Gandorfer, M., Hoffmann, H., Müller, U.K., de Boer, I.J.M., Heißenhuber, A. (2013): The impact of uncertainties on predicted GHG emissions of dairy cow production systems. Journal of Cleaner Production. In press.

## Kapitel 6

# Bewertung gesellschaftlicher Nebenleistungen von ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben Süd- deutschlands innerhalb der Treibhausgasbilanzierung mittels ökonomischer Allokation

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Friederike Menzel und Enno Bahrs

Eingereicht im Februar 2014 zur anonymen Begutachtung in: Neuere Theorien und Methoden in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., 54. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. in Göttingen.

### 6.1. Zusammenfassung

Die Zuordnung von Treibhausgasemissionen im LCA ist notwendig, wenn Product Carbon Footprints (PCF) für multifunktionale, landwirtschaftliche Produktionssysteme erstellt werden sollen. In bisherigen Studien zu den PCFs der Milchproduktion wurden Emissionen lediglich bezüglich Milch und Fleisch aufgeteilt. Allerdings erbringen viele Milchviehbetriebe weitere gesellschaftlich erwünschte Nebenleistungen wie der Erhalt und die Pflege der Kulturlandschaft, die Haltung alter Rassen oder die Förderung der Biodiversität. In diesem Beitrag wird eine Methode vorgestellt, wie gesellschaftliche Nebenleistungen in eine Treibhausgasbilanzierung mittels ökonomischer Allokation integriert werden können: Dabei werden die Emissionen entsprechend der Einkommenszusammensetzung der einzelnen Milchviehbetriebe auf Milch, Fleisch und Zahlungen aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik als Maßstab für gesellschaftliche Nebenleistungen der Milchviehbetriebe aufgeteilt. Diese Methode wird innerhalb einer aus europäischer Sicht im Umfang und im erfassten Detailgrad einmaligen Stichprobe aus 113 süddeutschen Milchviehbetrieben angewandt, für die einzelbetriebliche PCFs der Milchproduktion erstellt wurden. Eine rechnerische Reduktion im PCF durch die Berücksichtigung der gesellschaftlichen Nebenleistungen mittels ökonomischer Allokation erfahren gemäß der Stichprobe insbesondere ökologische (-14 %) und extensiv konventionell (-9 %) wirtschaftende Betriebe, weil sie mehr derartige Leistungen zur Verfügung stellen und

dafür Zahlungen aus Agrarumweltmaßnahmen beziehen. Wenngleich die Treibhausgasbilanzierung damit weiter an Komplexität gewinnt, ermöglicht dieser Ansatz eine erforderliche ganzheitlichere Bewertung multifunktionaler Milchproduktionssysteme in der Treibhausgasbilanzierung und stellt damit eine Ergänzung bislang bestehender Konzepte dar.

## 6.2. Einleitung

In Süddeutschland werden in den Bundesländern Baden-Württemberg (358.200), Bayern (1.253.400) und Hessen (154.400) insgesamt 1,77 Mio. Kühe gehalten (Statistisches Bundesamt, 2011). Doch die Nutzung von Wiederkäuern gerät zunehmend in die Kritik, weil diese global zu mehr als 30 % der Methanemissionen beitragen, wobei Methan neben Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) und Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) zu den wichtigsten Treibhausgasen (THG) zählt (IPCC, 2007). Der Milchsektor hat an den anthropogenen Treibhausgasemissionen weltweit einen Anteil von ca. 3 %, wobei sich dieser Anteil auf 4 % erhöht, wenn die an die Milchproduktion gekoppelte Fleischproduktion berücksichtigt wird (Gerber et al., 2010). Milchviehbetriebe dienen demzufolge nicht ausschließlich der Milchproduktion, sondern produzieren teilweise auch erhebliche Fleischmengen (Zehetmeier et al., 2012), weswegen sie als multifunktionale Systeme (OECD, 2001) zu betrachten sind. Liegen multifunktionale Systeme vor, so müssen in der THG-Bilanzierung Emissionen grundsätzlich durch Allokation auf die verschiedenen Funktionen aufgeteilt werden (Ekwall und Finnveden, 2001). Zur Allokation zwischen Milch und Fleisch existieren bereits mehrere Vorschläge, nach denen die Emissionen beispielsweise entsprechend der Inhaltsstoffe von Milch und Fleisch, der Futterkonvertierung in Milch und Fleisch oder entsprechend der ökonomischen Werte von Milch und Fleisch aufgeteilt werden (vgl. Cederberg und Stadig, 2003; Kristensen et al., 2011). Doch zu den Leistungen der Milchviehbetriebe im Rahmen multifunktionaler Systeme können außerdem eine Vielzahl gesellschaftlicher Nebenleistungen gezählt werden, welche häufig in naturräumlich benachteiligten Regionen bereitgestellt werden (Bernués et al., 2005 und 2011). Denn die aus Klimasicht von vielen Autoren (vgl. z.B. Brade und Flachowsky, 2007; Christie et al., 2012) erwünschte Erhöhung der Milchproduktionsintensität in Gunstlagen führt gleichzeitig zu Abwanderungsprozessen sowie Bewaldung und Verbuschung auf naturräumlich benachteiligten Standorten. Auf diese Standorte angepasste, extensivere Milchproduktionssysteme könnten derartige Prozesse hingegen zumindest teilweise verhindern (Bernués et al., 2005). Diese zusätzlichen gesellschaftlichen Nutzen werden von Millennium Ecosystem Assessment (2005) als „cultural ecosystems services“ bezeichnet und umfassen u.a. das Management erneuerba-

rer Naturressourcen, die sozio-ökonomische Lebensfähigkeit vieler ländlicher Räume (OECD, 2001), die Erhaltung und Verbesserung der Biodiversität sowie die Erhaltung der Kulturlandschaft (Plieninger et al., 2006). Aus diesem Grund fordern Ripoll-Bosch et al. (2013) die Multifunktionalität landwirtschaftlicher Produktionssysteme bezüglich der beschriebenen gesellschaftlichen Nebenleistungen auch bei der Treibhausgasbilanzierung zu berücksichtigen.

Auch vor diesem Hintergrund wurden mit Unterstützung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg für eine empirische Studie insgesamt 113 süddeutsche, real existierende Milchviehbetriebe ausgewählt, die unter anderem in Bezug auf THG-Emissionen über die Wirtschaftsjahre 2009 bis 2011 untersucht wurden. In der heterogenen und nicht repräsentativen Stichprobe sind intensiv wirtschaftende Milchviehbetriebe, die sich durch hohe Milchleistungen bei großer Flächeneffizienz auszeichnen, ebenso vertreten wie extensive, häufig ökologisch wirtschaftende Betriebe, deren Einkommen neben der Milchproduktion auch zu größeren Teilen durch Ausgleichszahlungen für Leistungen an die Gesellschaft u.a. in Form der Erhaltung und Gestaltung des Landschaftsbildes oder auch der Arterhaltung generiert werden. Diese Zahlungen aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik können als Gradmesser für gesellschaftliche Nebenleistungen der Milchviehbetriebe herangezogen werden, weil sie eine Kompensation zusätzlicher Kosten freiwilliger Umweltschutzmaßnahmen für Landwirte darstellen und somit einen Gesellschaftswert reflektieren (vgl. Ripoll-Bosch et al., 2013). Diese Zahlungen aus der 2. Säule könnten im Rahmen der THG-Emissionsaufteilung bei ökonomischer Allokation zwischen Milch und Fleisch als dritte Funktion der Milchviehbetriebe herangezogen werden, um den Betrieben einen entsprechenden Abzug im Product Carbon Footprint (PCF) für Milch in Abhängigkeit von der Höhe gesellschaftlicher Nebenleistungen zu gewähren.

Ausgehend von diesen Überlegungen sollen in diesem Beitrag die PCFs dieser 113 Milchviehbetriebe dargestellt und die beiden folgenden Hypothesen diskutiert werden:

Hypothese 1: Durch eine ökonomische Allokation, bei der neben dem Milch- und Fleischverkauf auch die Zahlungen aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik berücksichtigt werden, können gesellschaftliche Nebenleistungen von Milchviehbetrieben berücksichtigt werden.

Hypothese 2: Die Anwendung der beschriebenen ökonomischen Allokation inklusive gesellschaftlicher Nebenleistungen in der Treibhausgasbilanzierung ermöglicht einen angemesseneren Vergleich des Carbon Footprints pro kg Milch von extensiv und intensiv bzw. ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben.

### 6.3. Synopse der ökonomischen Allokation bei Carbon Footprints der Milch

Die Milchproduktion ist eng mit der Rindfleischproduktion verflochten, so dass Rindfleisch als Koppelprodukt der Milch angesehen werden kann. Da dessen Emissionen einzelbetrieblich aber nicht getrennt von der Milcherzeugung erfasst werden können, machen Cederberg und Stadig (2003), aber auch Thomassen et al. (2008a) in diesem Zusammenhang auf die große Bedeutung der Allokationsmethode für die Höhe des PCFs aufmerksam. Ein Weg zur Aufteilung der THG-Emissionen ist die ökonomische Allokation, welche in vielen Studien zur Treibhausgasbilanzierung Anwendung findet (vgl. Pirlo, 2012). Danach werden die Emissionen an Hand eines Allokationsfaktors (Attributional Life Cycle Assessment) zwischen den Koppelprodukten aufgeteilt, welcher sich in der Regel aus dem ökonomischen Verhältnis zwischen der Milch- und Fleischproduktion ergibt. In Tabelle 21 werden exemplarisch einige Studien dargestellt, die sich dieser Allokationsmethode bei der Treibhausgasbilanzierung von Praxisbetrieben in der Milch- und Fleischproduktion je kg energiekorrigierter (ECM) oder fett- und eiweißkorrigierter Milch (FPCM) bedienten.

Tabelle 21: Synopse verschiedener Studien zu den PCFs der Milchproduktion mit ökonomischer Allokation zwischen Milch und Fleisch

Autoren	Land	Be-triebszahl	Vergleich	Funktio-nelle Ein-heit	kg CO <sub>2</sub> eq/funktionelle Einheit
Casey und Holden (2005)	Irland	10	Konventionell Integriert	ECM	1,30 0,95
Hospido et al. (2003)	Spanien	2	Kein	Milch	0,84
Kristensen et al. (2011)	Dänemark	67	Konventionell ökologisch	ECM	1,06 1,10
Thomassen et al. (2008b)	Niederlande	21	Konventionell ökologisch	FPCM	1,40 1,50
Thomassen und de Boer (2005)	Niederlande	8	Kein	FPCM	1,81
Van der Werf et al. (2009)	Frankreich	47	Konventionell ökologisch	FPCM	1,04 1,08
Yan et al. (2013)	Irland	16	Weide mit N-Mineraldünger N-Fixierung (Weißklee)	ECM	1,04 0,87

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Basis von Pirlo (2012)

Zwischen den einzelnen Studien wird in Abhängigkeit von der Stichprobenzusammensetzung und der Methodik der Treibhausgasbilanzierung eine Spannweite von 0,84 kg bis 1,81 kg CO<sub>2</sub>eq/kg Milch aufgezeigt. Beim Vergleich zwischen ökologischen und konventionellen

Betrieben sind in Abhängigkeit der jeweiligen Studie nur geringe Unterschiede feststellbar. Rahmann (2012) und Sutter et al. (2013) argumentieren hingegen, dass speziell durch die ökologische Milchproduktion eine Vielzahl weiterer, gesellschaftlich erwünschter Nebenleistungen generiert werden. Doch auch konventionelle Milchviehbetriebe können je nach Standort neben der Milch- und Fleischproduktion weitere wichtige gesellschaftliche Leistungen im Bereich der Erhaltung der Kulturlandschaft und der Biodiversität erbringen (OECD, 2001; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Plieninger et al., 2006).

Die u.a. auch von Bernués et al. (2005 und 2011), sowie Ripoll-Bosch et al. (2013) angesprochenen Umweltleistungen sind zwar einzelbetrieblich nur schwer messbar, doch können finanzielle Zahlungen aus Agrar- und Umweltprogrammen (AUM) aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik als Indikator für gesellschaftliche Nebenleistungen von Milchviehbetrieben dienen. Diese AUM werden beispielhaft in Tabelle 22 durch das Marktentlastungs- und Kulturausgleichsprogramm des Landes Baden-Württemberg (MEKA) dargestellt. Dabei können nicht alle Maßnahmen kumuliert werden, so dass Öko-Betriebe nicht grundsätzlich höhere AUM beziehen. Für die dargestellten gesellschaftlichen Leistungen existiert kein direkter Marktpreis (Swinton et al., 2007). Daher verfolgten Ripoll-Bosch et al. (2013) in einer Studie über den PCF der Lämmeraufzucht den Ansatz, den Wert gesellschaftlicher Leistungen über Kompensationszahlungen für Agrarumweltmaßnahmen aus der 2. Säule stellvertretend für die dadurch auf den Betrieben entstehenden Kosten bzw. für die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft mittels ökonomischer Allokation in die Treibhausgasbilanzierung zu integrieren.

Tabelle 22: Ausschnitt aus dem MEKA-Programm (2007-2013) für Agrarumweltmaßnahmen des Landes Baden-Württemberg

Agrarumweltmaßnahme	Ausgleichzahlung
<b>Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft</b>	
Extensive Grünlandbewirtschaftung	50 €/ha
Extensive Bewirtschaftung des Dauergrünlandes mit höchstens 1,4 RGV <sup>21</sup> /ha Hauptfutterfläche	100 €/ha
Bewirtschaftung von steilem Grünland	120 €/ha steilem Grünland
Bewirtschaftung von artenreichem Grünland	60 €/ha
<b>Sicherung landschaftspflegender, besonders gefährdeter Nutzungen</b>	
Ökologische Wirtschaftsweise	190 €/ha
Erhaltung gefährdeter Nutztierrassen	70 €/Muttertier (Vorderwälder) 120 €/Muttertier (Hinterwälder)

Quelle: MLR (2012): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg. MEKA III

<sup>21</sup> Raufutter verzehrende Großvieheinheit.

Dadurch reduzierte sich rechnerisch insbesondere der PCF von extensiv erzeugtem Lammfleisch in benachteiligten Regionen. Wenngleich die Methodik der Treibhausgasbilanzierung in der Lämmeraufzucht eine andere ist als in der Milchproduktion, kann die gewählte Vorgehensweise auch in der Milchproduktion einen interessanten Anknüpfungspunkt darstellen.

#### 6.4. Darstellung der Methodik der Treibhausgasbilanzierung in der Milchproduktion im Kontext der ökonomischen Allokation gesellschaftlicher Nebenleistungen

Für das Life Cycle Assessment (LCA) bilden die DIN EN ISO 14040 (ISO, 2006a) und 14044 (ISO, 2006b) den Rahmen für den strukturellen Aufbau und werden durch weitere Richtlinien der International Dairy Federation (IDF, 2010) und des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006a und b) für die Erstellung des PCFs ergänzt. Daraus ergibt sich für jeden Einzelbetrieb ein standardisierter PCF oder Carbon Footprint pro kg Milch (De Vries und De Boer, 2009), welcher als Teilbereich einer Ökobilanz angesehen werden kann.

In den DIN-Normen wird die Ökobilanz in vier Phasen eingeteilt: Ziel und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Für die Ermittlung des PCFs wurde eine selbst programmierte Microsoft-Excel-Datei verwendet. Als Datengrundlage für die Emissionsfaktoren wurden zum einen die Richtlinien von IPCC (2006a und b) und zum anderen die Datenbank des Umweltbundesamtes „Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente“ (ProBas, 2013) verwendet. Diese Datenbank stellt mit über 8000 Datensätzen unter den frei zugänglichen Datenbanken eine der am längsten betriebenen und umfangreichsten Online-Datenbanken in diesem Bereich dar.

Für die Standardisierung werden alle Gase in CO<sub>2</sub>-Äquivalente (CO<sub>2</sub>eq) entsprechend IPCC (2007) umgerechnet, nach welchem für die Carbon Footprints das mögliche globale Erwärmungspotential auf Sicht der nächsten 100 Jahre wie folgt modelliert wird: 1 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CO<sub>2</sub>, 25 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CH<sub>4</sub> und 298 kg CO<sub>2</sub>eq/kg N<sub>2</sub>O. Das Modell für die Treibhausgasbilanz berücksichtigt sämtliche Zugänge (Inputs) auf den Betrieb. Darunter fallen die Betriebsmittel Zukaufsfutter, Diesel, Strom, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel und zugekaufte Färsen. Als Abgänge (Output) fallen die Produkte Milch und Fleisch, sowie die entsprechenden Emissionen an. Für teilweise aus Übersee stammende Zukaufsfuttermittel (Körnermais, Getreide, Raps- und Sojaschrot) wurden entsprechend IDF (2010) direkte Landnutzungsänderungen in den Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Die Kalkulation einzelbetrieblicher Methan- und Lachgasemissionen entsprechend des Flächen- und Tierbestands, des Leistungsniveaus und der damit verbundenen Produktionstechnik erfolgte grundsätzlich nach den Vorgaben des IPCC (2006a und b).

Emissionen, die in ihrer Wirkung unter 1 % der Gesamtemissionen liegen (z.B. Herstellung von Reinigungsmitteln, Medikamente), wurden entsprechend IDF (2010) für die Bilanz nicht berücksichtigt, was ebenso für den biogenen Kohlenstoffkreislauf zwischen Atmung und Photosynthese gilt, da er als emissionsneutral zu betrachten ist.

Als Systemgrenze der Milchproduktion wird der Ansatz des „cradle-to-farm-gate“ verwendet, nach welchem die PCFs der Milchproduktion nur bis zum Milchtank berücksichtigt werden, wie dies bei derartigen LCAs üblich ist (vgl. z.B. Cederberg und Stadig, 2003; Rotz et al., 2010; Yan et al., 2013).

Die funktionelle Einheit für die PCFs ist standardisiert nach IDF (2010) 1 kg FPCM.

Die Aufteilung der Emissionen zwischen Milch und Fleisch erfolgte nach zwei verschiedenen Vorgehensweisen durch ökonomische Allokation:

1. Die übliche ökonomische Allokation, mit Aufteilung aller Emissionen entsprechend der einzelbetrieblichen Einkommenszusammensetzung pro kg Milch zwischen Milch und Fleisch: Der durchschnittliche Milchverkaufserlös über drei Wirtschaftsjahre beträgt innerhalb der Stichprobe 33,5 Ct/kg Milch für die konventionellen Betriebe, bzw. 45,1 Ct/kg für ökologisch wirtschaftende Betriebe. Der anteilige Fleischverkaufserlös pro kg Milch beträgt 6,2 Ct für konventionelle und 7,8 Ct für Ökobetriebe. Die durchschnittlichen Emissionen, die der Milch angelastet werden, betragen demzufolge gemäß der Stichprobe 84 % für konventionelle und 85 % für ökologische Produktion.

2. Ökonomische Allokation inklusive gesellschaftlicher Nebenleistungen entsprechend des Vorschlags von Ripoll-Bosch et al. (2013): Grundlage für diese Form der ökonomischen Allokation ist die Annahme, dass gesellschaftliche Leistungen nicht nur Kosten in monetärer Form, sondern auch Treibhausgasemissionen verursachen, die allerdings in ihrer Höhe schwer identifizierbar sind. Daher ergibt sich diese Allokationsform aus der Zusammensetzung des Einkommens der Betriebe, welches neben dem Verkauf der Produkte Milch und Fleisch durch die Zahlungen für die umweltgerechte Landbewirtschaftung und die Bewirtschaftung naturräumlich benachteiligter Gebiete erzielt wird. Diese Form der Allokation mit Hilfe der Ausgleichsleistungen über Agrarumweltprogramme ist besonders vorzüglich, weil deren Zahlungen einen Kostenausgleich für tatsächlich geleistete gesellschaftliche Leistungen (EU, 2005) gemäß der in diesen Regionen notwendig erscheinenden Maßnahmen darstellen, was gleichzeitig auch eine Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für derartige Leistungen implizieren

kann (Ripoll-Bosch et al., 2013). Einzelbetriebliche und damit sehr aufwändige Bonituren verschiedener Umweltindikatoren sind daher nicht notwendig. Der Allokationsfaktor für die Aufteilung der Emissionen ergibt sich hier aus dem Verhältnis von Milch- und Fleischpreis mit der jeweils produzierten Menge und den pro kg Milch erhaltenen AUM.

Nachteil der ökonomischen Allokation im Allgemeinen ist die hohe Sensitivität auf Preis schwankungen, die sich durch Zeit und Ort der Vermarktung ergeben können (Kristensen et al., 2011). So führen z.B. steigende Milchpreise zu höheren anteiligen Emissionen pro kg Milch. Die finanzielle Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen im Speziellen weist darüber hinaus weitere Unsicherheiten durch die Möglichkeit politischer Veränderungen in der Förderpraxis oder unterschiedliche Bewertungen von AUM in verschiedenen Regionen bzw. Nationen auf. Allerdings kann diesen Monita durch eine Durchschnittsbetrachtung eines mehrjährigen Zeitraumes begegnet werden.

## 6.5. Datenerfassung auf den Betrieben und Stichprobenbeschreibung

Bei der auf den 113 buchführungspflichtigen Praxisbetrieben in enger Zusammenarbeit mit den Betriebsleitern durchgeföhrten Datenerhebung wurden alle für eine Treibhausgasbilanz relevanten Stoffflüsse (Inputs und Outputs) quantifiziert.

Die Tierbestände und mögliche Zu- oder Abgänge oder Verluste wurden zentral über die HI-Tierdatenbank<sup>22</sup> erfasst. Tierleistungsdaten (Milchleistung<sup>23</sup>, Erstkalbealter, Reproduktionsrate, etc.) wurden den einzelbetrieblichen Berichten der Landeskontrollverbände sowie der Molkereien in Bezug auf Milchleistung und -qualität entnommen.

Zukaufsfuttermittel wurden über Rechnungen der Futtermittelwerke in ihrer Menge und mit ihren Inhaltsstoffen erfasst. Für die eigene Futterproduktion wurde die bei der jeweiligen Pflanzenart benötigte Menge an Produktionsmitteln (Diesel, Strom, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, etc.) erfasst, deren Emissionen zugeteilt und über den Anbauumfang und das Ertragsniveau auf kg CO<sub>2</sub>eq/dt bezogen. Die Futteraufnahme ist vor allem bei den Weidebetrieben ein großer Unsicherheitsfaktor. Sie wurde anhand des Gesamtenergiebedarfs pro Betrieb entsprechend des jeweiligen Tierbestandes, der Rasse und der Milchleistung in Anlehnung an eine neuseeländische Berechnungsmethode für Weidegrasaufnahme (vgl. Clark et al., 2003) kalkuliert. Betriebsindividuelle Futtermittelanalysen bescheinigten die Qualität eigener

---

<sup>22</sup> Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere; durchgeführt vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

<sup>23</sup> Erfasst wurde die verkaufte Milchmenge pro Kuh.

Futtermittel, welche bei Bedarf durch Erhebungen des landwirtschaftlichen Zentrums Baden-Württemberg (LAZBW, 2009, 2010, 2011) und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL, 2012) für die jeweilige Region und das entsprechende Wirtschaftsjahr ergänzt wurden. Der Stromeinsatz konnte über die Buchführung und der Dieseleinsatz über Buchführung und Aufzeichnungen zur Gasölrückerstattung erfasst werden. Der Düngemittelzukauf wurde den Nährstoffvergleichen gemäß § 5 Düngeverordnung bzw. den Aufwands- und Ertragskonten der Buchführung der Betriebe entnommen. Alle weiteren Zukäufe (Saatgut, Pflanzenschutzmittel, Stroh, usw.) oder Verkäufe (Schlachttiere, Getreide, etc.) wurden den Buchführungsdaten der Betriebe entnommen. Für sämtliche innerhalb des Betrachtungszeitraums zugekaufenen Produktionsmittel wurde i.d.R. ein innerhalb des gleichen Zeitraums liegender Verbrauch angenommen. Mehrjährig nutzbare Investitionsgüter wie Gebäude oder Maschinen, die nicht als sofort zu verbrauchende Stoffflüsse zu identifizieren sind, wurden im Einklang mit IDF (2010) nicht betrachtet. Diese im Zusammenhang mit der Treibhausgasbilanzierung im Umfang und im erfassten Detailgrad einmalige Stichprobe in Europa bietet somit eine ideale Voraussetzung zur Abbildung von PCFs für Milch. Bisherige Analysen für PCFs beschränken sich in der Regel auf Modellbetriebe oder kleinere Stichproben.

Die 113 Betriebe befinden sich überwiegend in den Dauergrünlandregionen Baden-Württembergs (Schwarzwald, Allgäu, Ostalb) und in Mischgebieten zwischen Acker- und Grünlandnutzung Baden-Württembergs (Rheinebene, Oberschwaben), Bayerns (Oberbayern) und Hessens (Odenwald). Die Höhenlage der Betriebe liegt zwischen 220 und 1100 m ü. NN. Vor allem im Schwarzwald bewirtschaften viele Betriebe sehr steile und extensive Flächen und erfüllen damit wichtige Aufgaben in der Landschaftspflege. Diese Betriebe können mit dieser Form des Naturschutzes bzw. der Biodiversitätserhöhung sowie der Arterhaltung, im Gegensatz zu einer intensiven Stallhaltung mit hohen Milchleistungen je Kuh und Jahr und damit einem geringen PCF (vgl. Hagemann et al., 2011), keine hohen Milchleistungen erzielen. Bereits an dieser Stelle zeigt sich der Gegensatz von Naturschutz und Arterhaltung einerseits sowie Umweltschutz in Form der Klimawirkung andererseits, dem durch eine ökonomische Allokation der gesellschaftlichen Nebenleistungen für den Naturschutz sowie der Arterhaltung begegnet werden kann. Die Rassen auf den Betrieben verteilen sich auf Holstein (37 %), Fleckvieh (35 %), Vorderwälder + Hinterwälder (18 %), Braunvieh (8 %) und Sonstige (2 %). 33 % der Betriebe wirtschaften nach den Kriterien des ökologischen Landbaus gemäß EG Öko-VO 834/2007 und sind darüber hinaus nach Richtlinien anerkannter Bioanbauverbände zertifiziert (siehe z.B. Bioland, 2013). Die Futterration wird im Sommer auf den Betrieben mit Weidegang durch Weidegras und im Winter durch Grassilage dominiert. Die

Betriebe mit ganzjähriger Stallhaltung füttern in der Regel durchgehend eine Voll- oder Teil-TMR. Der Kraftfutteranteil in der Ration beträgt im Mittel etwas mehr als 20 % und resultiert überwiegend aus Zukaufsfutter. Über 95 % der Kühe werden in einem Laufstall mit Güllelagerung in offenen oder geschlossenen Behältern gehalten. Weitere produktionstechnische Daten zu den Betrieben lassen sich der Tabelle 23 entnehmen.

Tabelle 23: Produktionstechnische Beschreibung von 113 Milchviehbetrieben Süddeutschlands (Anteil Ökobetriebe 33 %)

Merkmals	Einheit	Ökologisch		Konventionell	
		Mittelwert	Stdabw.	Mittelwert	Stdabw.
Höhenlage	m ü. NN	710	232	607	171
Kuhbestand	Stück	44	15	56	29
Hauptfutterfläche	ha	59	21	60	28
Grünlanderträge	dt/ha	63	16	81	24
Milchleistung	kg FPCM/Kuh	5.393	1.215	6.482	1.202
Kraftfuttereinsatz	dt/Kuh	8,5	4,1	17,1	7,0
Weidestunden pro Kuh	h/a	2.576	1.163	1.426	1.399
Reproduktionsrate	%	25,1	5,9	30,3	9,1

Quelle: Eigene Darstellung

## 6.6. Ergebnisse

Den oben genannten Zielen folgend, soll innerhalb der Ergebnisse gezeigt werden, wie sich die Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen mittels ökonomischer Allokation auf die PCFs auswirkt und ob damit ein angemessenerer Vergleich des PCF der extensiven bzw. ökologischen Milchproduktion im Vergleich zur intensiven bzw. konventionellen Milchproduktion ermöglicht werden kann.

### 6.6.1. Der PCF pro kg Milch in der Gesamtstichprobe im Kontext ökonomischer Allokationsmethoden

Zur einzelbetrieblichen Betrachtung der Stichprobe stellt Abbildung 2 sämtliche PCFs aller Betriebe mit beiden Allokationsmethoden in Abhängigkeit von der Milchleistung gegenüber. Die ökonomische Allokation mit Nebenleistungen reduziert rechnerisch vor allem die PCFs extensiver Milchviehbetriebe mit niedrigen Milchleistungen und führt insbesondere im linken, milchleistungsschwachen Bereich der Abbildung 1 zu einer flacheren Kurve (mit einem niedrigeren Bestimmtheitsmaß) gegenüber der Milchleistung im Vergleich zur ökonomischen

Allokation ohne Nebenleistungen. Der durchschnittliche PCF aller 113 Betriebe weist bei herkömmlicher ökonomischer Allokation eine Spannweite zwischen 1,07 und 2,88 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM bei einem Durchschnitt von 1,66 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM und einem Variationskoeffizienten von 33 % auf.

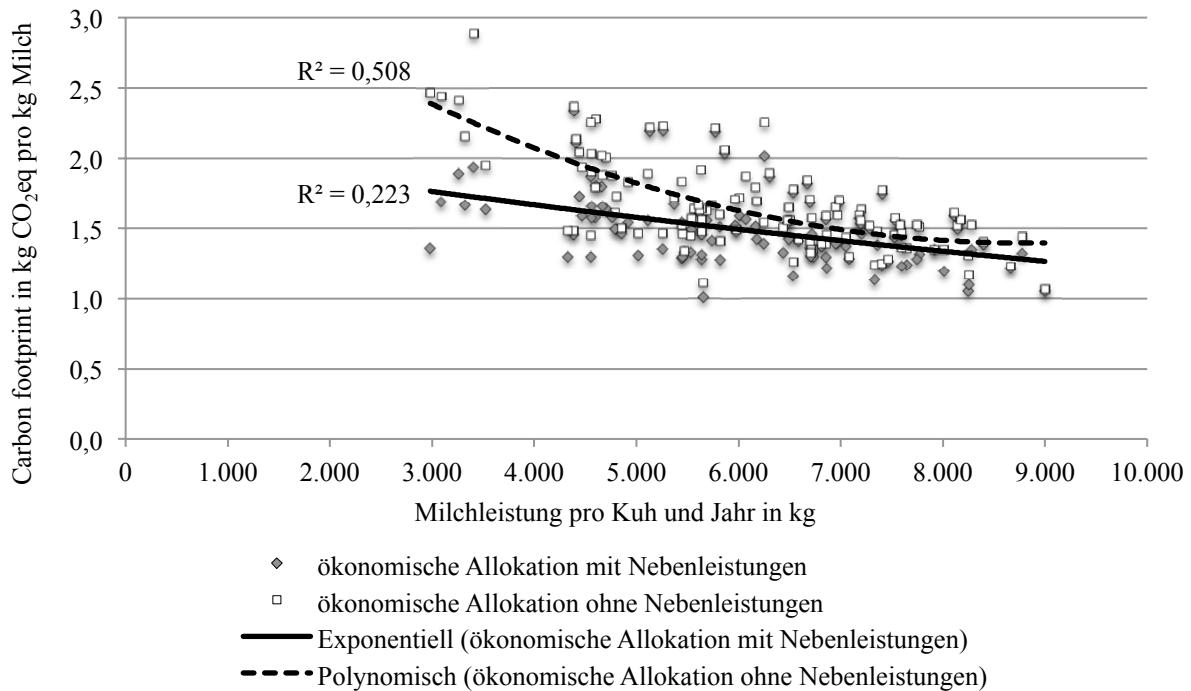


Abbildung 10: Auswirkung der Allokationsmethode auf den PCF in Abhängigkeit von der Milchleistung in kg Fett- und proteinkorrigierte Milch (FPCM) gemäß Stichprobe

Quelle: Eigene Darstellung

Die zusätzliche Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen der Betriebe führt im Durchschnitt zu einer signifikanten Reduktion ( $p<0,05$ ) um 0,16 kg CO<sub>2</sub>eq pro kg FPCM (-10 %) im Vergleich zur ökonomischen Allokation mit ausschließlicher Berücksichtigung von Milch und Fleisch.

#### 6.6.2. Höhe des PCF im Kontext unterschiedlicher Wirtschaftsweisen

Unterschiede in der Höhe des PCF können in Abhängigkeit vom Haltungssystem und von der Produktionsintensität (Leistung, Reproduktionsrate, Flächennutzung, Besatzdichte, Weide- und Fütterungsmanagement) auftreten (Basset-Mens et al. 2009; Ripoll-Bosch et al. 2013). Doch innerhalb dieses Beitrags soll der Fokus insbesondere auf die Wirtschaftsweise (ökologisch vs. konventionell) gelegt werden. Tabelle 24 untergliedert die Gesamtstichprobe daher in Betriebe mit ökologischer und konventioneller Produktion und bildet zudem für beide

Wirtschaftsweisen jeweils ein „extensives Cluster“ mit niedrigen Milchleistungen und ein „intensives Cluster“ mit höheren Milchleistungen<sup>24</sup>.

Die konventionellen Betriebe sind im Vergleich zu den Öko-Betrieben grundsätzlich durch größere Bestände, höheren Kraftfuttereinsatz, niedrigere Grundfutterleistungen, niedrigere Weidestunden pro Kuh und Jahr und höhere Reproduktionsraten gekennzeichnet. Intensiv wirtschaftende Betriebsleiter, deren Standorte meist durch weniger Flächenneigung gekennzeichnet sind, halten häufiger Holstein-Kühe, während extensiver wirtschaftende Betriebsleiter vielfach Fleckvieh als Hauptrasse nutzen.

Tabelle 24: Carbon Footprints in kg CO<sub>2</sub>eq pro kg Milch für ökologische und konventionelle Betriebe gemäß Stichprobe bei verschiedenen ökonomischen Allokationsverfahren (jeweils Durchschnittswerte innerhalb der Cluster)

Merkmal	Öko Mittel	Öko extensiv	Öko intensiv	Konv. Mittel	Konv. extensiv	Konv. intensiv
Betriebe je Cluster	37	29	8	76	18	58
Milchleistung in kg pro Kuh	5.393	4.904	7.161	6.482	4.775	7.012
Standardabweichung	1.215	795	687	1.202	737	788
Kuhbestand	44	43	51	56	56	55
Haupttrasse der Betriebe	Vorder- wälder	Fleckvieh	Holstein	Holstein	Fleckvieh	Holstein
Kraftfutter pro Kuh in dt/a	8,5	7,4	12,5	17,1	12,1	18,6
Grundfutterleistung in kg/Kuh	4.055	3.804	4.966	3.267	2.562	3.486
Weidestunden/Kuh/a	2.576	2.835	1.636	1.426	1.779	1.314
Steile Flächen <sup>25</sup> in %	27	30	18	18	21	17
Reproduktionsrate in %	25,1	23,9	29,4	30,3	27,6	31,1
AUM am Einkommen in %	13,7	14,7	10,3	6,4	8,9	5,7
Ergebnisse zum Product Carbon Footprint in kg CO <sub>2</sub> eq pro kg Milch						
Ökonomische Allokation (Milch + Fleisch)	1,76	1,84	1,44	1,62	1,94	1,52
ökonomische Allokation mit Nebenleistungen	1,51	1,57	1,30	1,50	1,75	1,43
Abzug PCF für Nebenleistungen pro kg FPCM	0,25	0,27	0,14	0,12	0,19	0,09

Quelle: Eigene Darstellung

Bei Betrachtung der PCFs fällt auf, dass die Öko-Betriebe im Durchschnitt bei herkömmlicher ökonomischer Allokation höhere Carbon Footprints je kg FPCM aufweisen als die konventionellen Betriebe. Werden gesellschaftliche Nebenleistungen jedoch integriert, so liegen ökologische und konventionelle Betriebe annähernd gleichauf. Dabei sinken die rechnerischen PCFs durch Berücksichtigung der AUM für die Ökobetriebe um mehr als das Doppelte

<sup>24</sup> Automatische Clusterbildung mittels Two-Step-Clusteranalyse (vgl. Janssen und Laatz (2013)).

<sup>25</sup> Flächen, die nach Aussage der Betriebsleiter kaum oder nur mit Spezialgerät befahrbar sind.

im Vergleich zu den konventionellen Betrieben. Ökologischer Milchproduktion (u.a. in Mittelgebirgslagen) bzw. der extensiven Milchproduktion kann mit dieser Form der PCF-Ermittlung, unter Berücksichtigung der ökonomischen Allokation gesellschaftlicher Nebenleistungen, besser Rechnung getragen werden.<sup>26</sup>

Der Vergleich in Bezug auf den PCF zeigt unabhängig von der Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen jedoch auch, dass eine steigende Milchleistung zu geringeren produktbezogenen PCFs führen kann. Dies konvergiert mit den Ergebnissen vieler anderer Studien (z.B. Brade und Flachowsky (2007), Hagemann et al. (2011)).

## 6.7. Diskussion

Ziel dieser Studie war die Anwendung einer neuen Form der ökonomischen Allokation unter Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen entsprechend finanzieller Zahlungen aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik auf eine in Bezug auf die Produktionstechnik sehr heterogene, nicht repräsentative aber vergleichsweise große Stichprobe von 113 Milchviehbetrieben in Süddeutschland. Außerdem sollte untersucht werden, welchen Einfluss diese Allokationsform auf die PCFs extensiver im Vergleich zu intensiver bzw. ökologischer im Vergleich zu konventioneller Milchproduktion der Stichprobe hat.

### 6.7.1. Beurteilung der vorgestellten Optionen zum Umgang mit Koppelprodukten

Die Qualität der ökonomischen Allokation im Allgemeinen (Preisentwicklung) und der Berücksichtigung von Nebenleistungen im Speziellen (Förderbedingungen) ist sehr von der Aktualität der Daten und der getroffenen Annahmen abhängig. Denn Veränderungen in der gesamtpolitischen Situation können schnell zu Modifizierungen agrarpolitischer Förderinstrumente führen. Dies könnte von einer Förderperiode zur nächsten im Extremfall zu völlig unterschiedlichen Förderungspraktiken führen, welche auch die PCFs der Milchproduktion stark verändern können. Dies kann einer langfristig orientierten, überregionalen Nachhaltigkeitsstrategie nicht dienlich sein. Ansonsten führen unterschiedliche politische Regime bei ansonsten gleichen Rahmenbedingungen zu nicht gewünschten unterschiedlichen Ergebnissen. Aus diesem Grund sollten Methoden entwickelt werden, die die Bewertung von gesellschaftlichen Nebenleistungen unabhängiger von der aktuellen politischen und wirtschaftlichen, aber auch der regionalen Situation machen. Bezüglich Letzterer liegen in vielen Regionen der Welt bis-

---

<sup>26</sup> Die rechnerischen THG-Reduktionen im PCF sind für sämtliche Betriebsgruppen signifikant ( $p < 0,05$ ).

lang noch keine angemessenen Maßstäbe für die Honorierung gesellschaftlicher Leistungen vor. Europa bzw. Deutschland nimmt an dieser Stelle eine Vorreiterposition ein. Interregional vergleichbare sowie stabilere Indikatoren für die Honorierung von gesellschaftlichen Nebenleistungen sind für die vorgeschlagenen Maßnahmen essentiell. In diesem Zusammenhang sollte ein nachhaltiger Konsens geschaffen werden, welche gesellschaftlichen Leistungen, u.a. im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung, in welcher Höhe honoriert werden sollten. Sollen nur einzelne Indikatoren berücksichtigt werden, so könnte dies über einzelbetrieblich feststellbare Merkmale erfolgen. Die Haltung förderungswürdiger, alter Rassen ist einzelbetrieblich z.B. sehr einfach dokumentierbar. Die Höhe der damit verbundenen rechnerischen Reduktion des PCF ist jedoch viel schwieriger festzulegen. Soll der Versuch angestellt werden, alle gesellschaftlichen Nebenleistungen auf den Betrieben zu erfassen, so könnte die damit erreichte Aufstellung den Fördertatbeständen der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik in der EU sehr ähneln, sofern interregional vergleichbare und stabile monetäre Rahmenbedingungen gewährleistet wären. Diese Vorgehensweise wäre einer alternativen, aber schwer umsetzbaren Zahlungsbereitschaftsanalyse der Verbraucher wahrscheinlich vorzuziehen.

Ein weiteres Problem der Berücksichtigung von Nebenleistungen liegt im Bereich noch nicht erfasster, potenziell negativer Leistungen der Betriebe, die sich z.B. in sehr viehdichten Regionen durch Gülletransporte ergeben können. Denn wenn positive Leistungen zu einer Verringerung des PCFs führen, so sollten negative Einflüsse ebenso entsprechend gewichtet werden. Aufgrund der bis zu diesem Zeitpunkt bestehenden Schwierigkeiten, geeignete Indikatoren für gesellschaftliche Nebenleistungen zu finden, scheint die ökonomische Allokation momentan der geeignetste Weg, der Forderung von Ekvall und Finnveden (2001) nachkommend, eine Allokation für die multifunktionalen Leistungen der Milcherzeugung vorzunehmen.

#### 6.7.2. Auswirkungen der Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen auf die Stichprobe mit ökologischer und konventioneller Produktion

Das grundsätzlich hohe Niveau der PCFs innerhalb dieser Studie kann mit den vergleichsweise niedrigen Milchleistungen und schwierigen Produktionsstandorten begründet werden. Aufgrund dieser stichproben- und methodenbedingten Unterschiede gegenüber anderen Studien, soll der Fokus dieses Beitrags weniger auf der absoluten Höhe der PCFs in Süddeutschland liegen, sondern vor allem auf den relativen Veränderungen durch den Einbezug gesellschaftlicher Nebenleistungen der Milchviehbetriebe in THG-Bilanzierungen. Die Berücksichtigung gesellschaftlicher Nebenleistungen der Milchproduktion im Rahmen der ökonomischen Allokation wirkt sich prinzipiell unabhängig von der Wirtschaftsweise aus, weil auch konventio-

nelle Betriebe die Möglichkeit haben oder aufgrund spezifischer Standortvoraussetzungen die Notwendigkeit sehen, an AUM-Programmen teilzunehmen. Dennoch liegt der Einkommensanteil aus den AUM bei den extensiv wirtschaftenden bzw. den Ökobetrieben höher als bei den (intensiven) konventionellen Betrieben, wodurch auch eine Tendenz zu erkennen ist, dass bevorzugt Milchviehbetriebe auf extensiven und schwieriger zu bewirtschaftenden Standorten auf ökologische Produktion umsteigen. Ob die gesellschaftlichen Nebenleistungen, insbesondere der Ökobetriebe daher standortbedingte Mitnahmeeffekte sind oder bewusste, nachhaltigkeitsmotivierte Entscheidungen, kann durch diese Analyse nicht festgestellt werden. Doch zumindest können die von Rahmann (2012) und Sutter et al. (2013) angesprochenen höheren gesellschaftlichen Nebenleistungen der Extensiv- bzw. Ökobetriebe durch diese Allokationsform honoriert werden, was deren PCFs signifikant verbessert.

## 6.8. Schlussfolgerungen

Eindimensionale oder nicht ausreichende Blickwinkel auf die Carbon Footprints pro kg Milch innerhalb der Treibhausgasbilanzierung suggerieren vielfach ein ökologisches Optimierungspotenzial durch Steigerungen in der Effizienz (Milchleistung), ohne dass dabei möglicherweise gleichzeitig auftretende Verschlechterungen in anderen Wirkungskategorien berücksichtigt würden (vgl. Oudshoorn et al., 2011). Dies würde u.a. bei einer ausschließlichen Betrachtung der Milchproduktion ohne angemessene Berücksichtigung der gekoppelten Fleischproduktion erfolgen, die durch Forschungsergebnisse der vergangenen Jahre einen erweiterten Blickwinkel erfahren hat. Eine THG-Bilanzierung ohne Berücksichtigung von gesellschaftlichen Nebenleistungen wie Naturschutz und Arterhaltung führt ebenso zu nicht gewollten negativen Begleiterscheinungen, die nicht nachhaltig sein können (Bernués et al., 2011). Die holistische Betrachtung sämtlicher positiver wie negativer (Umwelt und Naturschutz-) Effekte landwirtschaftlicher Betriebe ist für eine Treibhausgasbilanzierung essentiell.

Es besteht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf, inwiefern verschiedene Produktionsverfahren aus ökonomischer und ökologischer Perspektive vorteilhaft sind und wie die vielfach von der Landwirtschaft eingeforderte Multifunktionalität der Landwirtschaft noch besser in LCAs berücksichtigt werden kann.

## 6.9. Literatur

- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M. (2009): Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*. 68:1615-1625.
- Bernués, A., Riedel, J.L., Asensio, M.A., Blanco, M., Sanz, A., Revilla, R., Casasús, I. (2005): An integrated approach to studying the role of grazing livestock systems in the conservation of range-lands in a protected natural park (Sierra de Guara, Spain). *Livestock Production Science*. 96:75-85.
- Bernués, A., Ruiz, R., Olaizola, A., Villalba, D., Casasús, I. (2011): Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: synergies and trade-offs. *Livestock Science*. 139:44-57.
- Bioland (2013): Bioland-Richtlinien. [http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet\\_richtlinien/Bioland\\_Richtlinien\\_18\\_März\\_2013.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Richtlinien_18_März_2013.pdf)
- Brade, W. Flachowsky, G., (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methanemissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde*. 79:417-465.
- Cederberg, C., Stadig, M. (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 8:350-356.
- Christie, K.M., Gourley, C.J.P., Rawnsley R.P., Eckard, R.J., Awty, I.M. (2012): Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Animal Production Science*. 52:998-1011.
- Clark, H., Brooks, I., Walcroft, A. (2003): Enteric Methane Emissions from New Zealand ruminants 1990 and 2001 Calculated using an IPCC Tier 2 approach. Report prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry. New Zealand.
- De Vries, M., de Boer, I.J.M. (2009): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*. 128:1-11.
- Ekvall, T., Finnveden, G., (2001): Allocation in ISO 14041 – a critical review. *Journal of Cleaner Production*. 9(3):197-208.
- EU (2005): Council Regulation (EC) 1698/2005 on Support for Rural Development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD).
- Gerber P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H. (2010): Greenhouse gas emissions from the dairy sector - a life cycle assessment. FAO Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Animal Production and Health Division, Rome.
- Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O., Sultana, N. (2011): Benchmarking of greenhouse gas emissions in milk production for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167:46-58.
- IDF (2010): A common PCF approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation*. Nr. 445/2010.

- IPCC (2006a): Emissions from livestock and manure management. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. (ed. HS Eggleston, L Buendia, K Miva, T Ngara, K Tanabe), National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan, 11.5-11.4.
- IPCC (2006b): N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. (ed. HS Eggleston, L Buendia, K Miva, T Ngara, K Tanabe), National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan, 11.5-11.4.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4<sup>th</sup> Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. S Solomon, D Qin, M Manning, Z Chen, M Marquis, KB Averyt, M Tignor and HL Miller ), Camebridge University Press, Camebridge, UK and New York, NY, USA, 13-34.
- ISO (2006a): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework. International Organisation for Standardization. Switzerland.
- ISO (2006b): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines. International Organisation for Standardization. Switzerland.
- Janssen, J., Laatz, W. (2013): Statistische Datenanalyse mit SPSS. Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul Exakte Tests, 8. ed. Springer Gabler, Heidelberg.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. Livestock Science. 140:136-148.
- LAZBW (2009, 2010, 2011): Grundfutterreport Baden-Württemberg. Aulendorf.
- LFL (2012): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe Zuchtrinder Schafe Ziegen. 35. Auflage. <http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p36967.pdf>. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Weihenstephan.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being. Island Press, Washington, DC.
- MLR (2012): Agrarumweltpogramm des Landes Baden-Württemberg. MEKA III. <http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/mlr/bro/Broschuere%20MEKA%20III.pdf>
- OECD (2001): Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- Oudshorn, F.W., Sørensen, C.A.G., de Boer, I.J.M. (2011): Economic and environmental evaluation of three goal-vision based scenarios for organic dairy farming in Denmark. Agricultural Systems. 104(4):315-325.
- Pirlo, G. (2012): Cradle-to-farm-gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. Italian Journal of Animal Science. 11(20):109-118.

- Plieninger, T., Höchtl, F., Spek, T. (2006): Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science and Policy*. 9:317-321.
- ProBas (2013): Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. Datenbank des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.
- Rahmann (2012): Produktionsweise nicht entscheidend für Klimawirkung. FoRep Spezial Ökologischer Landbau. 2012(1). Thünen Institut.
- Ripoll-Bosch, R. de Boer, I.J.M., Bernués, A. Vellinga, T.V. (2013): Accounting for multi-functionality of sheep farming in the PCF of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*. 116:60-68.
- Rotz, C. A., Montes, F., Chianese, D. S. (2010): The PCF of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science*. 93:1266-1282.
- Statistisches Bundesamt (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung. Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Fachserie 3, Heft 6. Wiesbaden.
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz*. 4(5):230-237.
- Swinton, S.M., Leppla, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K. (2007): Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*. 64(2):245-252.
- Thomassen, M.A., de Boer, I.J.M. (2005): Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111:185-199.
- Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., De Boer, I.J.M. (2008a): Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13:339-349.
- Thomassen, M., van Calker, K., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M. (2008b): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*. 96:95-107.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M. (2013): The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? *Journal of Dairy Science*. 96(2):857-865.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heißenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal*. 6(1):154-166.

## Kapitel 7

# Carbon Footprint of Milk and Associated Beef Production as well as Ecosystem Services of South-German Dairy Farms

Autoren des Originalbeitrags: Lukas Kiefer, Friederike Menzel und Enno Bahrs

Zur Begutachung eingereicht im Mai 2014 in: „Journal of Environmental Management“, Elsevier Verlag.

Editor-in-chief: A.L. Gill. c/o Advances in Environmental Research, Berkeley, California.

### 7.1. Abstract

Allocation of greenhouse gas emissions (GHG) in Life Cycle Assessments (LCA) is challenging especially when multi-functionality of dairy farms, which do not only produce milk but also meat is considered. Moreover, some farms fulfill a wide range of additional services for society such as management of renewable natural resources as well as preservation of biodiversity and cultural landscapes. This study examines different allocation methods of GHG for a comparatively large convenience sample of 113 dairy farms located in grassland-based areas of southern Germany. The sample includes intensive production systems as well as more extensive pasture-based systems. 67 % of the sample practice conventional farming while 33 % manage their farms organically. Results are carbon footprints of 1.99 kg CO<sub>2</sub>eq/kg of fat and protein corrected milk (FPCM) on average if “no allocation” for coupled products is performed. “Physical allocation” results in 1.53 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM and “conventional economic allocation” in 1.66 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM on average if emissions are apportioned between milk and meat. Economic allocation which includes ecosystem services for society based on the farm net income results in a carbon footprint of 1.5 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM on average. System expansion that takes into account the value of meat originating in the farm but finally produced outside the dairy farm (bulls, redundant heifers) accounts for a carbon footprint of 0.68 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM on average.

Intense milk production systems with higher milk yields show better results based on “no allocation”, “physical allocation” and “conventional economic allocation”. By contrast, economic allocation, which takes into account ecosystem services favors extensive systems, es-

pecially in less favored areas. Farms keeping special South German dual-purpose breeds such as ‘Fleckvieh’ or ‘Vorderwälder’ show best results if the system expansion method is applied. This shows that carbon footprints of dairy farms should not be examined one-dimensionally based on the amount of milk and meat that is produced directly on the farm. Rather, a broader perspective is necessary that takes into account the multi-functionality of dairy farms.

## 7.2. Introduction

Ruminants contribute more than 30 % to global methane emission, with methane being a major greenhouse gas besides carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (IPCC, 2007). Among the anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions, the dairy sector has a share of approx. 3 %, which increases to 4 % when meat products which are coupled with milk production are taken into account (Gerber et al., 2010). South German farms keep a total of 1.77 million cows in permanent indoor housing systems as the dominant farming systems (Statistisches Bundesamt, 2011). A lot of studies (Pirlo, 2012) have been carried out and economic models developed using different balancing methodologies (Neufeldt et al., 2006) and allocation methods to estimate the GHGs emitted in different production systems. But most of the studies of dairy farms focus mainly on milk production and to a minor extent on the coupled beef production. In fact, a dairy farm should be considered as a multi-functional system (OECD, 2001) which produces meat in addition to milk (Zehetmeier et al., 2012) and which fulfills a wide range of additional ecosystem services (Bernués et al., 2011). In a multi-functional system emissions must be apportioned to the individual functions via allocation (Ekwall and Finnveden, 2001). However, emissions generated by meat as a coupled product should be given a higher weight since meat production, which is associated with milk production, is of great importance particularly for the Central European (South Germany, Switzerland, Austria) beef markets due to the widespread keeping of dual-purpose cattle breeds (e.g. ‘Fleckvieh’, ‘Vorderwälder’, etc.) (Zehetmeier et al., 2012). Ecosystem services of dairy farms in less favored regions, which are mainly provided by farms that keep cows on pastures (Bernués et al., 2011, 2005), have not been included into investigations into carbon footprint yet. Thus, increase in milk production intensity in more favored areas recommended by many authors from the climatic point of view would simultaneously result in displacement processes as well as increasing forest and bush vegetation in less favored regions. In contrast, more extensive milk production systems that are adjusted to such locations might at least partly prevent the above processes (Bernués et al., 2005). Millennium Ecosystem Assessment (2005)

refers to this additional benefit as “cultural ecosystems services”, which include management of renewable natural resources, socio-economic viability of many natural areas (OECD, 2001) and preservation of biodiversity as well as of cultural landscapes (Plieninger et al., 2006). This concerns also Central European locations where dairy farms provide such ecosystem services. Concerning this matter also Ripoll-Bosch et al. (2013) point to the multi-functionality particularly of pasture-based production systems and recommend their consideration in greenhouse gas balancing.

In order to be better able to assess the preferential character of the husbandry systems with regard to carbon footprints, further information or methods concerning greenhouse gas balances of different milk production systems at their respective production locations should be considered. Therefore, a total of 113 South German dairy farms were selected for an empirical study investigating their carbon footprint in the economic years 2009 through 2011. The heterogeneous sample included intensely managed dairy farms featuring high milk yields as well as very extensively, partly organically managed farms, whose income is generated by financial compensation for providing ecosystem services (preservation and forming of landscapes, preservation of species, etc.) besides milk production. Other farm types of the sample are characterized by comparably intense production locations generating a considerable share of their income from the sale of meat besides milk sales. The objective of this contribution is to illustrate and discuss carbon footprints of the investigated 113 dairy farms. In this context, existing allocation methods of apportioning emissions between milk and meat (no allocation, physical and economic allocation, system expansion) will be compared (Cederberg and Stadig, 2003; Thomassen et al., 2008a; Flysjö et al., 2011a). A recent proposal by Ripoll-Bosch et al. (2013) of integrating additional ecosystem services into the allocation practice of carbon footprints will be adopted as a new aspect of this study. This approach is an economic type of allocation, which takes into account the payments from the 2<sup>nd</sup> pillar of common agricultural policy besides the sales of milk and meat. Considering the difficulties of estimating the value of ecosystem services, these payments can be seen as an indicator of additional ecosystem services of dairy farms and are intended to compensate farmers for income losses and costs for voluntary environmental protection measures (Ripoll-Bosch et al., 2013). Based on a comprehensible comparison with allocation methods recognized in milk production (Flysjö et al., 2011a; Kristensen et al., 2011), this paper aims at demonstrating the possibilities and limitations of greater appreciation of environmentally relevant additional ecosystem services in the context of different dairy production systems.

### 7.3. Description of Methodology, System Boundary and Allocation of Coupled Products in Milk Production

The calculated greenhouse gas balances are expressed for each individual farm as a standardized carbon footprint (De Vries and De Boer, 2009), which can be regarded as part of life cycle assessment. DIN EN ISO 14040 (ISO, 2006a) and ISO 14044 (ISO, 2006b) provide the structure for life cycle assessment (LCA) and are supplemented by additional directives for the determination of the carbon footprint including those of IDF (2010) and the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006a, 2006b).

Life cycle assessment is subdivided into four phases in the DIN standards: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation. A specially programmed Microsoft Excel spreadsheet was used for determining the carbon footprint and the SPSS software was used for statistical analysis. The three economic years were each consolidated as averaged mean values. The directives of IPCC (2006a) but also the database of the German Federal Environmental Agency “Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas)” (Federal Environmental Agency, 2013) were used as database for the emission factors, because these values seemed most appropriate for the German farms studied. With over 8000 datasets, the database ProBas constitutes one of the most long-lasting and voluminous online databases among the freely accessible databases (Juric, 2009).

All gases were converted into CO<sub>2</sub> equivalents to achieve standardization. Furthermore, the global warming potential for an individual carbon footprint was modeled in view of the next 100 years as follows: 1 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CO<sub>2</sub>, 25 kg CO<sub>2</sub>eq/kg CH<sub>4</sub> and 298 kg CO<sub>2</sub>eq/kg N<sub>2</sub>O (IPCC, 2007).

The model applied to the greenhouse gas balance calculation takes into account all inputs of the farms including feed, diesel, electricity, mineral fertilizer, pesticides and the number of heifers supplied to the farm, with farm specific values. The products milk, meat and ecosystem services as well as the associated emissions count as output. Only those areas were taken into account, which actually serve for dairy production including rearing of heifers whereas crops that bear no relation to dairy production remained unconsidered.

The approach “cradle-to-farm-gate” according to which the carbon footprints are only accounted for as far as to the milk tank is regarded as the system boundary of milk production. By contrast, the transport of milk to the dairy factory is beyond the system boundary of the present analysis and thus disregarded. Although life cycle assessment for a specific product covers all phases of life via the “cradle-to-grave” approach as a rule, LCA associated with

farm products and in particular with milk production frequently focuses on the “cradle-to-farm-gate” method (Belflower et al., 2012) because the production phase has the greatest impact on the greenhouse gas balance (e.g. Cederberg and Stadig, 2003; Rotz et al., 2010; O’Brien et al., 2011; Yan et al., 2013).

The functional unit (FU) for carbon footprint is 1 kg fat- and protein-corrected milk (FPCM), which is standardized according to IDF (2010).

Milk production is closely linked to beef production so that beef can be regarded as a co-product of milk. Meat of culled dairy cows and calves from milk production adds up to approx. 50 % of European beef production (Cederberg and Stadig, 2003). In Germany, about one third of domestic beef is derived from suckler cows (KTBL, n.d.), while the share of coupled beef production amounts to approx. 70 % (Zehetmeier et al., 2012) because a great quantity of beef accrues from the widespread keeping of the meat-accented ‘Fleckvieh’ breed in South Germany (Weiß and Kohlmüller, 2010). Cederberg and Stadig (2003) and Thomassen et al. (2008a) also point to the great importance of the allocation method for the determination of the carbon footprint level because the emission data of cattle going into meat production cannot be gathered separated from those of milk production.

### 7.3.1. Options for Dealing with Co-products of Milk Production for Carbon Footprint Calculation

According to Thomassen et al. (2008a), there exist two different approaches of conducting an LCA in the milk production business:

(i) “Attributional LCA” (ALCA) which focuses on a given production level of a dairy farm and determines the carbon footprints associated with the provision of a defined quantity of a functional unit via the flow of materials and energy which is directly connected with the system. The emissions are mostly apportioned between the co-products (normally milk and beef) based on an allocation factor. If an ALCA makes a recommendation regarding emission reduction, it does not take into account its indirect impact on the business decisions of other market participants. It might possibly result in increased emissions beyond system boundaries of the milk production system under investigation, e.g. beef production. For instance, these indirect effects might result from the increased keeping of suckler cows if beef production associated with milk production decreases due to keeping of pure milk breeds with higher milk yields (Zehetmeier et al., 2012).

(ii) “Consequential LCA” (CLCA) takes the above indirect effects into account and, thus, avoids allocation owing to the application of the system expansion method.

The present paper compares the following four allocation methods with an allocation factor as well as system expansion in order to determine the methodology-specific effects on carbon footprint results of dealing with coupled products:

(1) “No allocation”: Total greenhouse gas burden of the production system is apportioned to the milk produced. This approach may be advantageous if delimitation of the products milk and beef appears to be unnecessary because the aim is to detect potentials of reducing overall emission (Flysjö et al., 2011b; Yan et al., 2011).

(2) “Physical allocation”: IDF (2010) recommends physical allocation for the apportionment of emissions. This approach is based on the relationship between the cow’s feed energy intake and its production of milk and beef. The emissions attributable to beef are deducted from total emissions based on animal weight of the specific breed. This allocation is calculated according to IDF (2010) using the following formula:

$$AF = 1 - 5.7717 \times R$$

Where: AF = allocation factor milk

R = amount of beef (kg life weight) / amount of milk (kg FPCM)

(3) “Conventional economic allocation (milk + meat)”: Conventional economic allocation is based on the economic relationship of milk and meat. It is a frequently used allocation method (cf. Table 27). In this study, emissions could be apportioned to the milk and meat prices (average values of three economic years 2009-2011) surveyed. So, further secondary data were not required. The allocation factor for the apportionment of emissions was determined based on the relationship of the amount of milk and meat multiplied with their respective quantities. The average milk sales revenue in the sample during the three economic years studied amounts to 33.5 Ct/kg FPCM for conventionally managed farms and to 45.1 Ct/kg for organically operated farms, respectively. The corresponding meat sales revenue per kg FPCM is 6.2 Ct for conventionally managed farms and 7.8 Ct for organically operated farms. The disadvantage of economic allocation in general is its high sensitivity towards fluctuations in prices which may occur depending on the location and date of marketing (Kristensen et al., 2011), because rising milk prices will result in increased proportionate emissions per kg FPCM.

(4) “Economic allocation including ecosystem services”: This type of economic allocation suggests that ecosystem services do not only produce monetary costs but also greenhouse

gas emissions whose extent cannot be determined easily, however. Furthermore, there exist no market prices for these ecosystem services (Swinton et al., 2007). Therefore, this type of allocation results from the composition of the farm income, which is derived from payments for environment-friendly/sustainable agricultural land use and agricultural use of less favored areas besides the sale of milk and meat. The expenditures for ecosystem services mentioned by Bernués et al. (2011, 2005) as well as Ripoll-Bosch et al. (2013) are refunded by a program, which was developed especially for the uplands, pre-alpine and alpine regions. It is represented exemplarily in Table 25 by the ‘Compensation Scheme Promoting a Reduction in Market Pressures and Protection of the Farmed Landscape’ of Baden-Wuerttemberg (‘Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich’, MEKA). This type of allocation by compensation payments derived from agri-environmental measures is particularly preferential because these payments represent a compensation for ecosystem services actually provided (EU, 2005). This is in accordance with those measures that appear to be necessary in these regions and which might simultaneously imply the society’s willingness to pay for such services (Ripoll-Bosch et al., 2013). Thus, intricate assessment of various environmental indicators for individual farms can be dispensed with. A similar study analyzing carbon footprint of lamb breeding applied this approach (Ripoll-Bosch et al., 2013). Here, the value of ecosystem services was also determined via compensation payments for agri-environmental measures from the 2<sup>nd</sup> pillar of the Common Agricultural Policy. The average payment for ecosystem services in this study amounts up to 4.4 (SD: 4.8) Ct/kg FPCM.

Table 25: Excerpt from the current MEKA program for agri-environmental measures of Baden-Wuerttemberg including payments relevant for allocation for the implementation of measures (MLR, 2012)

Agri-environmental measure	Compensation payment
Preservation and upkeep of cultivated landscape	
Extensive grassland farming	50 €/ha
Extensive farming of permanent grassland with max. 1.4 RGV <sup>a</sup> /ha main feed area	100 €/ha
Management of steep agricultural land	120 €/ha
Management of biodiverse grassland	60 €/ha
Organic farming	190 €/ha
Safeguarding of landscape managing, particularly endangered usage	
Preservation of endangered farm animal breed	70 €/breeding cow (‘Vorderwälder’) 120 €/breeding cow (‘Hinterwälder’)

<sup>a</sup>Roughage intaking livestock unit

Here, the allocation of emissions results from the relationship of milk and beef prices with the respective quantity produced and the payments for agri-environmental services received per kg FPCM. The possibility of political changes regarding funding besides its high sensitivity to fluctuation of prices is the disadvantage of this economic allocation type.

(5) “System expansion”: The system expansion approach assumes that meat of culled cows and fattening of calves that are not required for breeding replaces meat production from suckler herds and expands the system of the dairy farm beyond milk production. The quantity of beef produced by the dairy farms plus meat production of sold calves is multiplied with a comparably high emission factor of 22.3 kg CO<sub>2</sub>eq/kg bone-free beef, which is calculated by LCAs of beef production from suckler cows and fits well to the studied regions (Cederberg and Stadig, 2003). The emissions spared for meat, which would otherwise be produced in suckler herds are deducted from the total of emissions in dairy farms. The remaining emissions are apportioned to milk. For this purpose, the meat supply of dairy farms is calculated via the breed-specific animal weights and carcass yield in % according to Zehetmeier et al. (2012). It is assumed that 100 % of the calves in breed-specific farms as for ‘Fleckvieh’, ‘Vorderwälder’ and ‘Hinterwälder’ breeds, which are not required for milk production, are fattened as bulls and heifers. Compared to this, only 50 % of the ‘Holstein’ and ‘Braunvieh’ breeds are fattened as bulls or heifers, because calves of milk breeds are less suitable for extended periods of fattening. Hence, it is assumed that the remaining 50 % are used for calf fattening. This approach aims at reflecting the typical production system in Germany (Zehetmeier et al., 2012).

### 7.3.2. Primary and Secondary Sources of Emission

When modeling the greenhouse gas emissions (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>) a differentiation between primary and secondary sources of emission was made according to Rotz et al. (2010) and Zehetmeier et al. (2012). The primary sources comprise emissions that originate on a farm whereas secondary emissions can develop already upstream of a farm.

The scope of primary sources encompasses methane emission by ruminal fermentation, methane and nitrous oxide emissions by storage of organic fertilizers (slurry, liquid manure, dung, feed residues, straw), nitrous oxide as well as CO<sub>2</sub> emissions originating from fertilizer application and liming and also nitrous oxide and CO<sub>2</sub> emissions from pastures.

Methane emissions from dairy cattle by ruminal fermentation and slurry storage were calculated by the ‘Tier-2’ method according to IPCC (2006a, equation 10.21; or 10.23). Direct and indirect nitrous oxide emissions originating from slurry storage were calculated according to

the specific storage system of an individual farm using the ‘Tier-1’ model (IPCC, 2006a, equations 10.25 and 10.26 amongst others).

Nitrous oxide emissions caused by storage of liquid manure were calculated using the ‘Tier-1’ method (IPCC, 2006a, equations 10.25 and 10.26). These emissions consisted of the direct and indirect emissions produced by evaporation. To calculate the average nitrogen excretion, an excretion rate of 0.48 (0.33) kg N per 1000 kg live weight per day for dairy cattle (including heifers and calves) was assumed (IPCC, 2006a, Table 10.19). For direct nitrous oxide emissions, the emission factor was the weighted average of the respective storage systems<sup>27</sup>. A weighted average was also constructed for determining the N<sub>2</sub>O emissions produced indirectly through evaporation (NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>) (IPCC, 2006a, Table 10.22)<sup>28</sup>.

The amount of nitrogen available for application after storage loss was calculated according to IPCC (2006a, Table 10.23)<sup>29</sup>. For the nitrogen quantity applied through the litter contained in the farm fertilizer, values of 7 kg/year (cows and heifers) and 4 kg/year (calves) were assumed (IPCC, 2006a).

Indirect N<sub>2</sub>O emissions caused by mineral fertilizer application were considered by atmospheric deposition and by eluviation with the respective emission factors IPCC (2006b).

The quantity of animal excretions was apportioned to slurry storage, application and pasture based on the number of days and average number of hours per day on pasture. The nitrogen emission factor of IPCC (2006b, Table 11.1) for “temperate organic crop and grassland soils” was 8 kg N<sub>2</sub>O per ha per year and was used for the whole dairy farm land. The emissions originating from the production of electricity, diesel, mineral fertilizer and pesticides as well as from purchased industrial feed fall within the scope of secondary sources. The calculation of secondary emissions is based on emission factors of the above-mentioned “Probas-Datenbank” of the Federal Environment Agency. The most suitable process was selected with regard to the geographic location and the relevant year.

The emission factors of the main secondary sources are listed in Table 26. For purchased feedstuff, IDF (2010) recommends the consideration of emissions generated by direct land use changes in land use for purchased feedstuff. These result from the conversion of natural areas and pastures into plough land (Umweltinstitut München e.V., 2012). However, owing because of numerous uncertainty factors, IDF (2010) objects to the consideration of indirect

<sup>27</sup> Emission factor (kg N<sub>2</sub>O-N per kg N-excrement) for direct N<sub>2</sub>O emissions that depends on the aerobic/anaerobic milieu: uncovered storage of liquid manure 0, covered storage of liquid manure 0.005, slatted floor 0.002, and dung plate 0.005.

<sup>28</sup> Frac<sub>GasMS</sub> (portion of nitrogen evaporating as NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>): covered or uncovered storage of liquid manure 40 %, slatted floor 28 %, and dung plate 30 %.

<sup>29</sup> Frac<sub>LossMS</sub> (portion of nitrogen lost during storage): covered or uncovered storage of liquid manure 40 %, slatted floor 28 %, and dung plate 40 %.

land use changes to land use on global markets, which may also result from regional changes in agriculture. Therefore, the emission factors for feedstuff purchased mainly from overseas including grain maize, cereals, rapeseed and soy meal consider direct land use changes according to data of Federal Environmental Agency (2013) whereas for feed production in Germany, e.g. grass silage, dried molasses or field beans, direct land use changes, cannot be made transparent.

Table 26: Emission factors of selected secondary sources for greenhouse gases

	Unit	Emission factor (kg CO <sub>2</sub> eq/unit)	Reference
Electricity	kWh	0.57	Federal Environment Agency
Diesel consumption	L	2.98	Federal Environment Agency
<b>Mineral fertilizer production:</b>			
N	kg	7.57	Federal Environment Agency
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg	1.25	Federal Environment Agency
K <sub>2</sub> O	kg	1.20	Federal Environment Agency
Ca	kg	0.01	Federal Environment Agency
Pesticides	kg	5.37	Federal Environment Agency
<b>Purchased feedstuff:</b>			
Grain maize (dLUC)	kg	0.31	Federal Environment Agency
Cereals (dLUC)	kg	0.41	Federal Environment Agency
Rape meal (dLUC)	kg	0.38	Federal Environment Agency
Soy meal (dLUC)	kg	0.50	Federal Environment Agency
Field bean	kg	0.14	Federal Environment Agency
Dried molasses	kg	0.03	Federal Environment Agency
Grass silage	kg	0.10	Federal Environment Agency
Maize silage	kg	0.10	Federal Environment Agency
Hay	kg	0.14	Federal Environment Agency
Clover	kg	0.12	Federal Environment Agency
Agricultural grass	kg	0.04	Federal Environment Agency
Mineral feed	kg	0.01	Federal Environment Agency

Source: Federal Environmental Agency (2013)

To focus especially on the milk production, the heifer productions of all individual farms remained unconsidered. Instead, all calves within the system in addition to the culled cows count as output whereas heifers count as input, for which standard emission values for replacement breeding of 11 kg CO<sub>2</sub>eq per kg live weight are assumed (Rotz et al., 2010). The average weight of purchased heifers was determined in cooperation with the farm managers and depending on the breeds kept: ‘Fleckvieh’ = 630 kg, ‘Holstein’ = 580 kg, ‘Vorderwälder’ = 550 kg, and ‘Braunvieh’ = 580 kg. These four breeds can be ranked with regard to the farmers’ emphasis on milk or meat performance, with descending emphasis on milk perfor-

mance compared with meat performance as follows: ‘Holstein’, ‘Braunvieh’, ‘Vorderwälder’, ‘Fleckvieh’ (RBW, 2013). Emissions that contribute less than 1 % to overall emission (e.g. manufacture of cleansing agents, drugs) are not considered in GHG balances according to IDF (2010); this applies also to biogenic carbon circulation between respiration and photosynthesis as it is regarded as emission-neutral.

If allocation was required for purchased feedstuff, it was performed economically categorized by main product and by-product, which is common practice in the majority of other studies (Yan et al., 2011).

### 7.3.3. Previous Studies on Greenhouse Gas Balancing

The methodology presented here has been applied similarly for carbon footprint analyses in many studies in recent years. Table 27 gives an overview of selected studies, the corresponding balance methods used and selected results. It presents the results of seven studies carried out in practicing farms; the number of evaluated farms per study ranges from 8 (Thomassen and De Boer, 2005) to 119 (Thomassen et al., 2009). The other studies are based on investigations on experimental farms (6), national statistics (4) and one representative model farm.

Table 27 also presents three studies describing circumstances that are relatively well comparable with those of the region presented in this study. These studies found values between 0.63 kg CO<sub>2</sub>eq per FU (Hirschfeld et al., 2008) and 1.52 kg CO<sub>2</sub>eq per kg ECM (Sutter et al., 2013). However, due to large differences regarding allocation, methodological assumptions, sample composition, origin of data, etc., the individual studies cannot actually be compared in spite of the frequently referenced IPCC standards. Therefore, any indication of ranges or comparison between studies may only be drawn as guidance, without absolute judgment. An exhaustive description of study design and sample is required when presenting a specific carbon footprint value in order to make transparent and explainable potential differences to other results. The study by Sutter et al. (2013) might be best comparable with the study design presented in this paper because of the similarities of the production system of the presented farms as well as geographical and natural similarities. However the present study occupies a unique position as more than 100 farms were investigated which is well above average compared to other studies examining real farms.

Table 27: Meta-analysis of various studies on carbon footprint of milk production in the context of different methods applied

Authors	Country	Data base <sup>a</sup>	Allocation	Comparison	FU	kg CO <sub>2</sub> eq / FU
Basset-Mens et al. (2009)	New Zealand	NS, RF und EF	Physical	Average	milk	0.93
				Low input		0.65
				N fertilizer		0.76
				Maize silage		0.76
Casey and Holden (2005)	Ireland	NS	No, mass, economic	Conventional	ECM	1.50/1.45/1.30
				Efficient		1.26/1.22/1.07
				Only dairy cattle		1.17/1.17/1.06
				Integrated		1.04/1.02/0.95
Cederberg and Stadig (2003)	Sweden	SRF	No, economic, physical, system expansion	No allocation	ECM	1.05
				Economic		0.97
				Physical		0.89
				System expansion		0.66
Flysjö et al. (2011a)	NZ, Sweden	NS	No	NZ Grazing	ECM	1.00
				Sweden, indoors with pasturage		1.16
Haas et al. (2001)	Germany	RF (18)	No information	Intensive	milk	1.30
				Extensive		1.00
				Organic		1.30
Henriksson et al. (2011)	Sweden	NS	No	No	ECM	1.13
Hirschfeld et al. (2008)	Germany	NS	Economic	Conventional	milk	0.69-0.85
				Organic		0.63-0.78
Kristensen et al. (2011)	Denmark	RF (67)	Physical Economic System expansion	Conventional	ECM	0.91/1.06/0.94
				Organic		0.90/1.10/0.96
O'Brien et al. (2010)	Ireland	EF	No physical	three Holstein-Friesian breeds and three feeding systems	milk	1.05
						0.93
Sutter et al. (2013)	Switzerland	EF	No information	Herd kept indoors	ECM	1.14
				Pasture with hay		1.39
				Pasture with silage		1.52
Thomassen and de Boer (2005)	Netherlands	RF (8)	Economic	No	FPCM	1.81
Thomassen et al. (2008a)	Netherlands	SRF	Mass Economic System expansion	Mass	FPCM	1.56
				Economic		1.61
				System expansion		0.90
Thomassen et al. (2008b)	Netherlands	RF (21)	Economic	Conventional	FPCM	1.40
				Organic		1.50
Thomassen et al. (2009)	Netherlands	RF (119)	Economic	No	FPCM	1.36
Van der Werf et al. (2009)	France	RF (47)	Economic	Conventional	FPCM	1.04
				Organic		1.08
Yan et al. (2013)	Ireland	EF (16)	Economic	Pasture with N-mineral fertilizer	ECM	1.04
				N-fixation (white clover)		0.87

<sup>a</sup>RF = Real farm; EF = experimental farm; NS = national statistics; SRF = simulated representative farm

## 7.4. Data Acquisition on the Farms and Sample Description

Data acquisition was carried out on 113 practicing farms subject to mandatory accounting in close cooperation with farm managers. Main objective was the quantification of all matter fluxes (input and output) being relevant for greenhouse gas balance within this study. Accounting is the complete recording of all business transactions based on documents; it serves as information for the entrepreneur and as basis for calculating tax liability.

Livestock and any input and output or losses were centrally recorded via the ‘HI-Animal’ database, which is a system for traceability of and information on animals administrated by the Bavarian State Ministry for Food, Agriculture and Forests. Animal performance data (e.g. milk yield, age at first calving, culled cows per year) were obtained from the individual farms’ reports submitted to the States Inspection Association as well as from the dairy plants.

The quantities and ingredients of purchased feedstuff were recorded based on the bills of feedstuff suppliers. For own feed production the required input quantities (e.g. diesel, electricity, mineral fertilizer, pesticides etc.) and their specific emissions were allocated and related via crop area extension and crop yield level. Electricity input was recorded via accounting and diesel usage via accounting and records on Diesel oil refunding. Purchase of fertilizers was either taken from the nutrient balances according to § 5 of the national Fertilizer Ordinance (BMELV, 2012) or expense and income accounts of the farms’ accounting. Information obtained from the farm managers enabled the allocation of purchased fertilizer types and quantities to agricultural crop and grassland areas. All additional purchases (seeds, pesticides, straw, etc.) or sales (animals for slaughter, cash crops) were also taken from the farms’ accounting data. The amount of feed intake is a major uncertainty factor particularly in farms where cattle is kept on pastures. Therefore, feed intake was derived from overall energy requirements per farm in accordance with the respective livestock, breed and milk yield following the New Zealand calculation method for pasture grass intake (Clark et al., 2003). The quality of feed produced on-farm could be demonstrated only partially on the basis of feedstuff analyses. Therefore, feedstuff ingredients for the relevant region and fiscal year were often adopted from data sets of the Agricultural Centre of Baden-Wuerttemberg (LAZBW, 2009, 2010, 2011) and the Bavarian State Research Centre for Agriculture (LFL, 2012) for the relevant region and the respective economic year. Uncertainties of feed quantity and quality concern mainly pasture grass.

For all means of production purchased within the period under observation it was assumed that the products were consumed within the same period of time. Modifications were only

made when a farmer explicitly pointed out that he stocked up for a period beyond the period under observation. Matter fluxes of investment goods usable over several years including buildings or machines (e.g. slurry storage, livestock buildings and facilities, slurry application systems, etc.) identified as not being intended for immediate consumption remained unconsidered in accordance with IDF (2010).

The randomly chosen farms for this study had to meet following basic conditions: (i) mandatory accounting, (ii) location in southern Germany (Baden-Wuerttemberg, Bavaria and Hesse), (iii) a minimum of 25 cows kept in loose housing stables. The study sample encompasses a wide range of very diverse milk production systems located in South Germany, without claiming representativity of South Germany's dairy cattle economy. The investigated 113 farms are predominantly located both in permanent grassland regions of Baden-Wuerttemberg (Black Forest, Allgäu, Eastern Alb) and in regions of mixed cropland and grassland use of Baden-Wuerttemberg (Rhine river plains, Upper Swabia), Bavaria (Upper Bavaria) and Hesse (Odenwald). The altitudes where the farms are located range from 220 to 1,100 meters ASL. Many farms, particularly in the Black Forest, cultivate very steep and extensive areas, rendering valuable ecosystem services. The majority of these farms do not produce high milk quantities compared to modern milk production systems. Following breeds are kept in the investigated farms: 'Holstein' (37 %), 'Fleckvieh' (35 %), 'Vorderwälder' & 'Hinterwälder' (18 %), 'Braunvieh' (8 %) and others (2 %). About 33 % of the farms fulfill the criteria of organic agriculture in accordance with Council Regulation (EC) No 834/2007. The percentage of organic pasture farms is 44 %.

Table 28: Production-related description of 113 investigated dairy farms in South Germany (share of organic farms: 33 %)

Factor	unit	Mean	SD	Minimum	Maximum
Altitude	meters ASL	640	199	220	1,090
Herd size	heads	52	26	20	128
Farm land	ha	60	26	18	148
Grassland yield	t DM/ha	7.5	2.3	3.9	11.5
Milk yield	kg FPCM/cow	6,116	1,373	2,642	8,999
Forage performance	kg FPCM/cow	3,514	1,183	81	6,594
Concentrated feed	kg/cow	1,460	740	20	3,190
Grazing hours per cow	h/a	1,786	1,438	0	4,800
Culled cows per year	%	28.6	8.5	12.6	53.9

Source: Authors' own calculations

Nearly all investigated farms managed organically are also certified according to the guidelines of recognized organic agriculture associations (Naturland, 2012; Bioland, 2013). The feed ratio in dairy farms exercising grazing is dominated by pasture grass in summer and grass silage in winter. Dairy farms with permanent indoor housing systems usually feed completely or partially TMR (total mixed ration). The share of concentrate feeds amounts to approximately 20 % on average and is purchased by most of the farms located in permanent grassland regions. More than 95 % of all the cows of the sample are kept in a loose-house stable with slurry storage in open or covered containers.

## 7.5. Results

In chapter 7.5.1, the carbon footprint levels of the total sample are reviewed in the context of different allocation methods. The impact resulting from the different handling of co-products will be demonstrated especially in respect of the consideration of beef production. Ecosystem services of individual dairy farms that are demanded by society will be integrated via economic allocation.

Chapter 7.5.2 compares the housing systems of pasturage and permanent indoor housing as well as the influence of different breeds on carbon footprint. Furthermore, ecosystem services provided for landscape and species conservation are considered in this context.

### 7.5.1. Carbon Footprint Level per kg FPCM of All Investigated Farms in the Context of Different Allocation Methods

There is a wide range of average values of carbon footprint for all 113 farms depending on the allocation method (Table 29). If all emissions are allocated to milk, the mean of the total sample amounts to 1.99 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM on average, with a standard deviation of 0.43 and a coefficient of variation of 22 %. If emissions are apportioned between milk and meat via physical allocation, then the carbon footprint significantly decreases to 1.53 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM on average. Using conventional economic allocation (milk and meat) considering respective market sales revenues the carbon footprint results in 1.66 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM on average. If additional ecosystem services of South German dairy farms are taken into account applying economic allocation (milk, meat and ecosystem services), carbon footprint reduces by 0.16 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM (-10 %) on average in comparison to conventional economic allocation with consideration of only milk and meat.

Table 29: Comparison of carbon footprints per kg FPCM in kg CO<sub>2</sub>eq of 113 dairy farms in South Germany based on different allocation methods.

Approach	No allocation	Physical allocation	Conventional economic allocation	Economic allocation with ecosystem services	System expansion
Allocation factor milk <sup>a</sup>	1	0.78	0.84	0.77	0.35
Mean	1.99 <sup>a</sup>	1.53 <sup>b</sup>	1.66 <sup>c</sup>	1.5 <sup>b</sup>	0.68 <sup>d</sup>
SD	0.43	0.29	0.32	0.25	0.44
Coefficient of variation in %	22	19	19	17	65
Lower quartile	1.68	1.34	1.45	1.33	0.37
Upper quartile	2.14	1.71	1.83	1.59	0.96
Minimum	1.2	1.02	1.07	1.01	-0.32
Maximum	3.5	2.59	2.88	2.33	2.12

<sup>a</sup>Variable percentage of emissions imputed to milk as mean between all 113 farms

Different indices (a, b, c) indicate statistically significant differences (p<0.05)

Source: Authors' own calculations

Due to the high amount of cows of the Fleckvieh breed with high beef production, the significantly lowest average carbon footprint can be found for system expansion resulting in 0.68 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM, because this approach puts greater emphasis on coupled beef production and apportions fewer emissions to milk production. However, the highest values for standard deviation and coefficient of variation of 0.5 and 68 % respectively result in this approach.

Figure 11 shows a comparison of all investigated farms with regard to individual carbon footprint values as a function of milk yield based on the applied allocation methods. The curves “no allocation”, “conventional economic allocation”, “physical allocation” and “economic allocation with ecosystem services” demonstrate in descending order that milk yield has a high impact on carbon footprint results in accordance with coefficients of determination resulting from regression analysis.

Ecosystem services playing a major role in extensive dairy farming result in a flatter curve and lower coefficient of determination compared within to milk yield. No unilateral correlation between milk yield and carbon footprint level can be detected for system expansion with its stronger emphasis on meat production. By contrast, a low value is observed with a milk yield level of approx. 5,500 kg but with a very low coefficient of determination. Strikingly, with the system expansion method applied, some farms show even negative carbon footprint values because emissions of meat production generated in suckler herds are deducted from overall emissions. If greenhouse gas emissions of the selected suckler cow system exceed overall emissions of the dairy farm with identical quantity of meat produced, a negative car-

bon footprint for milk production indicates a great quantity of meat produced in combination with milk production.

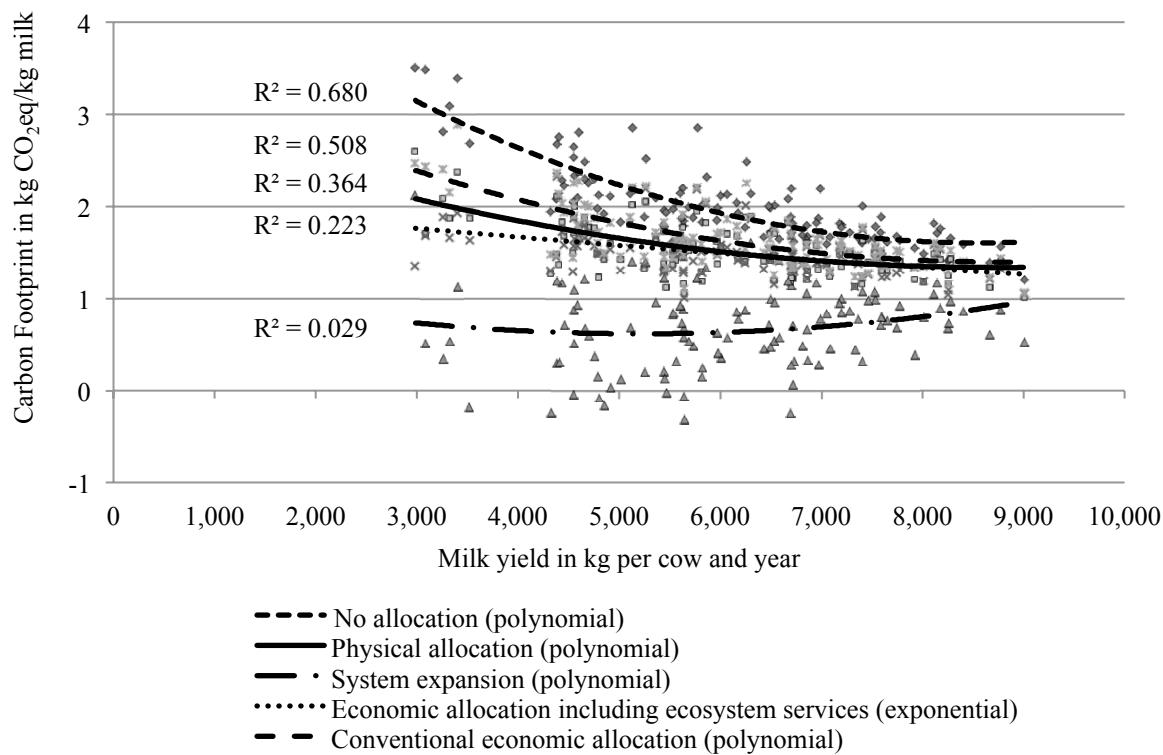


Figure 11: Impact of the allocation method on carbon footprint results as a function of milk yield based on the sample size

Source: Authors' own calculations

### 7.5.2. Carbon Footprint Level in the Context of Different Breeds and Husbandry Systems

Differences in the carbon footprint may occur as a function of the husbandry system and the intensity of production (yield, culled cows per year, land use, livestock density, pasture and feeding management) (Basset-Mens et al., 2009; Ripoll-Bosch et al., 2013). According to O'Brien et al. (2011) genetic selection (e.g. breeding exclusively for milk performance vs. meat performance, fertility, long animal life cycle) can also play a role in this context.

Therefore, pasture-based milk production and permanent indoor housing will be studied more closely, taking into account the respective milk performance yielded as an indicator of production intensity, with subsequent comparison of breeds. Table 30 subdivides the sample into pasture farms and farms with permanent indoor housing. A subsequent TwoStep cluster analysis (Janssen and Laatz, 2013) with the variable "Milk yield per cow and year" within these two separately studied housing systems was conducted with the objective of identifying vary-

ingly intense milk yield groups per housing system. The sample was divided via automatic clustering by the TwoStep cluster analysis (cf. Table 30) into two clusters for permanent housing (average milk yield 7,021 kg/cow/yr; SD 1,095) and into three clusters for pasture feeding (average milk yield 5,816 kg/cow/yr; SD 1,307).

Table 30: Characteristics and carbon footprints in kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM for different housing systems in South Germany according to the sample size with regard to different allocation methods as mean values grouped by TwoStep cluster analysis

Characteristic	Pasture-based farms			Permanent indoor housing	
	“Supple- mentary pasture feeder”	“Double users on pasture”	“Landscape managers”	“Milk yield optimizers”	“Extensive indoor feeders”
Farms per cluster	32	46	6	22	7
Milk yield in kg per cow and year	7,154	5,219	3,263	7,511	5,480
Standard deviation	675	571	198	669	612
Herd size	47	42	38	74	82
Mostly occurring breed <sup>a</sup>	Holstein	Fleckvieh	Vorder- wälder	Holstein	Indifferent
Concentrated feed per cow in dt/a	17.3	9.5	4.8	21.3	18
Forage performance in kg per cow and year	4,005	3,651	2,929	3,252	1,871
Milk from forage in %	56	70	90	43	34
Grazing hours/cow/a	1,897	2,797	2,390	0	0
Percentage of steep land <sup>b</sup>	25	26	44	0	0
Culled cows per year in %	33.4	28.1	24.9	29.8	30.1
Proportion of organic farms in %	28	52	67	0	0
Share of agri-environmental measures in farm’s income in %	8	11	29	<1	<1
Carbon footprint results of different allocation methods in kg CO <sub>2</sub> eq per kg FPCM (means and SD)					
No allocation	1.70 (0.22)	2.07 (0.27)	3.16 (0.35)	1.77 (0.22)	2.51 (0.27)
Physical allocation	1.37 (0.17)	1.57 (0.26)	2.09 (0.34)	1.46 (0.20)	1.83 (0.23)
Conventional economic allocation (milk + meat)	1.47 (0.19)	1.71 (0.27)	2.38 (0.32)	1.51 (0.19)	2.06 (0.21)
Economic allocation with ecosystem services	1.35 (0.17)	1.51 (0.21)	1.70 (0.21)	1.49 (0.19)	2.03 (0.20)
System expansion	0.67 (0.35)	0.52 (0.45)	0.74 (0.80)	0.86 (0.23)	1.17 (0.44)

<sup>a</sup> designates the prevailing breed within a cluster

<sup>b</sup> areas, where no or only special machines can be used according to managers’ statements

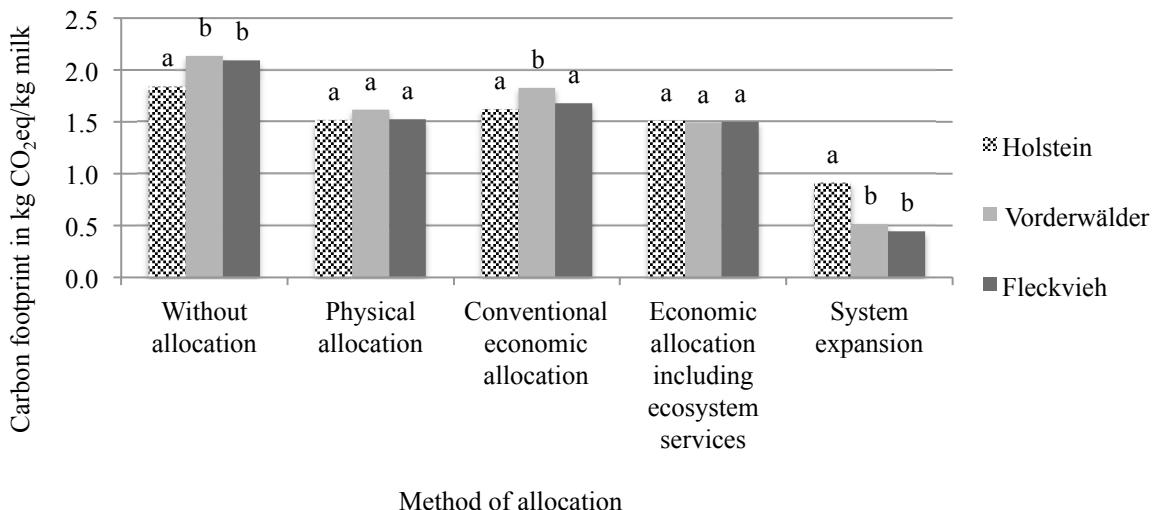
Source: Authors’ own calculations

Permanent indoor housing (“Milk yield optimizers” and “Extensive indoor feeders”) differs from farms with grazing (“Supplementary pasture feeders”, “Double users on pasture” and “Landscape managers”) by larger stocks, higher amounts of concentrate feed, lower forage performance and common conventional farming. Pasture-based farms are characterized by

decreasing milk yield combined with a trend towards more grazing hours per cow and a higher proportion of organic farms. Moreover, the milk yield level is remarkably low in farms with showing a high percentage of steep land and large amounts of financial compensation for agri-environmental measures (“landscape managers”). Concentrate feed, forage performance and culled cows per year are declining with decreasing milk yield in both husbandry systems. For pasture-based farms, the milk quantity proportion derived from forage performance increases with decreasing milk yield whereas the opposite is observed for farms with permanent indoor housing. Within the clusters of higher milk yield (“Supplementary pasture feeder” and “Milk yield optimizer”) a tendency towards the ‘Holstein-Friesian’ breed can be identified, in the mid-performance level (“Double users on pasture”) of ‘Fleckvieh’ breed, and ‘Vorderwälder’ in the cluster of “landscape managers” with very low milk yield. A comparison of all clusters with regard to carbon footprint results shows for all allocation forms using an allocation factor that increased milk yield can result in lower product-related carbon footprint values. This is convergent with the results of many other studies (e.g. Bräde and Flachowsky, 2007; Hagemann et al., 2011). By contrast, system expansion shows no clear inter-relationship of milk yield and carbon footprint level. Here, the “double users on pasture” show the lowest carbon footprint of 0.52 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM, because farms belonging to this cluster can combine high amounts of direct and indirect meat production (large proportion of Fleckvieh breed) with medium milk yield. On average, pasture-based farms perform slightly better in all allocation forms than farms with the permanent indoor housing system, with a similar milk yield level. However, the differences between permanent housing and grazing systems are not significant and this comparison can be influenced by many differences between both systems or methodological assumptions so that differences in carbon footprints need not necessarily be related to pasture versus indoor. The consideration of ecosystem services in economic allocation has markedly different effects depending on the respective cluster. In comparison with conventional economic allocation (milk + meat) without ecosystem services a reduction of milk-related emissions of only approximately 1 % in case of permanent housing can be identified. Milk-related emission reduction amounts to 8 % among “supplementary pasture feeders” with the highest milk yield and to 12 % among “double users on pasture”. The relevance of the consideration of ecosystem services is particularly obvious among “landscape managers” with very extensive farming in less favored areas where emission reduction amounts to 29 %.

System expansion favors mainly farms keeping livestock breeds for beef such as Fleckvieh (“double users on pasture”), which can result in comparatively low carbon footprints accord-

ing to sample in spite of relatively low milk yield. Besides the mostly occurring breed presented in Table 30, this is clearly illustrated in Figure 12 where the farms keeping the Holstein ( $n=42$ ), Vorderwälde ( $n=19$ ) and Fleckvieh ( $n=40$ ) breeds are compared.



Different indices (a, b) indicate statistically significant differences within an allocation form ( $p<0.05$ )

Figure 12: Results of carbon footprints for Holstein, Fleckvieh and Vorderwälde breeds of investigated farms depending on different allocation methods

Source: Authors' own calculations

It is apparent that Holstein keeping farms can achieve significantly lower carbon footprints if emissions are not apportioned between milk and meat. By application of physical allocation, conventional economic allocation and economic allocation considering ecosystem services all breeds show a comparable carbon footprint level. However, it must be taken into account that the genetic performance potential is less exhausted for the Holstein and Fleckvieh breeds with an average milk yield of nearly 7,000 kg and 5,600 kg, respectively, compared to the Vorderwälde breed which achieves an average milk yield of approx. 5,500 kg. The aim in breeding for 'Holstein' breed is a milk yield of approx. 10,000 kg, of about 7,000-9,000 kg for 'Fleckvieh' and for 'Vorderwälde' of only approx. 6,000 kg (RBW, 2013). 'Vorderwälde' and 'Fleckvieh' farms can reduce their carbon footprint levels per kg FPCM significantly to nearly half of the Holstein farms when system expansion is taken as basis. However, in this context the assumption plays a major role that half of surplus calves of individual farms are used for veal (Holstein and Braunvieh) rather than for long-term fattening, as is the case with Fleckvieh and Vorderwälde.

## 7.6. Discussion

Application of different allocation methods for South German dairy farms characterized by heterogeneous production techniques is the overall objective of the study. The strength of this study is definitely the large number of repeatedly visited currently practicing farms, which cover a wide range of milk production systems operated in South Germany. The special composition of the sample makes it possible not only to focus on milk production but also to assign an important role to meat production and the provision of ecosystem services.

### 7.6.1. Assessment of the Presented Options of Handling Coupled Products

System expansion attaches great importance to meat as a co-product of dairy farms. Particularly farms with high efficiency in simultaneous production of milk and meat perform well. As the Fleckvieh livestock breed for meat particularly prevails in South Germany a closer look on meat production is taken in the present review. System expansion seems to be a more suitable approach to overall emission reduction than the use of allocation factors according to which only the individual farm can be optimized without considering potentially negative effects outside of the farm. However, system expansion implies markedly stronger uncertainties due to the fact that it must rely on a great number of assumptions (use of cattle, potential final weight, emissions of the expanded system). Furthermore, these assumptions simultaneously exert a greater influence on the final result due to the methodology applied. Moreover, system expansion raises the issue whether beef as co-product of dairy production is actually substituted by beef from suckler herds because supply-conditioned changeover to pork or poultry meat seems conceivable. If replacement by pork or poultry would be considered, then the carbon footprints per kg milk would be considerably higher in the system expansion approach than on the above-mentioned premises.

In line with expectations, considering ecosystem services provided by dairy farms has an especially marked effect for the farms that are characterized by low milk yield on the one hand and multi-functional production on the other hand. The quality of economic allocation in general (market trend) and the consideration of ecosystem services in particular (payment terms) largely depend on the topicality of data and assumptions made because political changes can quickly result in modifications of funding instruments of agricultural policy. In an extreme case this may lead to completely different funding schemes from one to the next funding period and, thus, have a strong impact on the carbon footprints of milk production. This would not be conducive to a supra-regional sustainability strategy with long-term orientation. For

this reason, methods need to be developed that take ecosystem services into account with greater independence from the current political situation and the government budget of a country.

#### 7.6.2. Challenges in the Development of Allocation Methods Considering Ecosystem Services

More robust indicators for the reward of ecosystem services are required that are less susceptible to short-term changes to general conditions than the relationship of the sources of farm income.

It must be clarified, which ecosystem services within greenhouse gas balancing should be considered to what amount. If only individual indicators are to be rewarded, this could be done via easily identifiable characteristics of the individual farms. For instance, keeping of old eligible breeds can be very easily documented. However, it is much more difficult to determine the level of associated carbon footprint reduction. If the intention is directed at capturing all data of ecosystem services on farms, then the resulting list could be very similar to the eligibilities of the 2<sup>nd</sup> pillar of the Common Agricultural Policy. Although, no funds might be distributed, there might be the possibility of deduction from the carbon footprint per kg FPCM. Nevertheless, this construct would also strongly depend on politically motivated value judgments, which would complicate any clear and long-term differentiation between the diverse environmental indicators.

Another approach would be to determine the value of ecosystem services via consumers' willingness to pay. However, it is difficult to determine willingness to pay and it is only a hypothetical compensation payment whereas participation in agri-environmental programs intends to map the actual costs for the farms.

It is also a different question whether ecosystem services should be assessed via system expansion. Greenhouse gas emissions could be identified which are produced within agri-environmental measures for ecosystem services without any contribution of dairy farms. In this approach, emissions would have to be assessed for mulching steep slopes or for conservation of old breeds in demonstration farms. Thus, the system would not only be expanded by alternative meat production but also by alternative conservation of ecosystems. However, in the framework of multi-functionality of milk production it would be very difficult to specify farm-internal emissions that could be replaced by farm-external savings. Moreover, a potential for errors would result from the assumption that only dairy farms are able to provide the above-mentioned agri-environmental services. By contrast, suckler herds might even better be

able to render such services so that emissions imputed to kg of beef in the system expansion approach had to be reduced by the ecosystem services within agri-environmental programs.

Still another problem arises with the consideration of ecosystem services: potential negative effects of farms that might result from surplus nitrate in regions with high cattle density. When positive effects are taken to lower carbon footprint levels also a method should be available to increase carbon footprint levels due to negative effects on the environment.

With view on the above-mentioned issues, economic allocation seems to be the most suitable and feasible approach at present to take ecosystem services into account and to allocate multi-functional services of dairy production as proposed by Ekvall and Finnveden (2001).

### 7.6.3. Comparison of Results to Other Studies

Any comparison of results found here to other studies is difficult due to methodological differences in data acquisition and assessment, different allocation methods and due to the data sample. The comparison of the results of this study with the results of other authors must at least be differentiated with respect to each allocation method used. If all emissions are allocated to milk ('no allocation') this study results in a considerably higher overall emission level of 1.99 kg CO<sub>2</sub>eq/kg FPCM on average in comparison to other studies without allocation (cf. Table 27) estimating values mainly between 1.0 (Flysjö et al., 2011b) and 1.5 kg CO<sub>2</sub>eq per kg ECM (Casey and Holden, 2005). Even with physical allocation the average carbon footprint found in the investigated 113 farms of about 1.53 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM on average (cf. Table 27) is substantially above the results of other studies that vary between 0.65 kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk (Basset-Mens et al., 2009) and 0.93 kg CO<sub>2</sub>eq per kg milk (O'Brien et al., 2010).

The average value of the analyzed sample by means of system expansion with 0.68 kg CO<sub>2</sub>eq per kg FPCM corresponds most closely with other studies where values of 0.66 kg CO<sub>2</sub>eq (Cederberg and Stadig, 2003) and 0.96 kg CO<sub>2</sub>eq (Kristensen et al., 2011) per kg ECM (cf. Table 27) are found based on the same method.

The comparison between pasture and indoor farming which is also strongly dependent on the model assumptions showed no significant differences. While Flysjö et al. (2011a) detected advantages of pasture farming in New Zealand compared with permanent housing in Sweden, Sutter et al. (2013) by contrast found lower carbon footprints for permanent housing compared with grazing.

A comparison with other studies dealing with economic allocation considering ecosystem services in milk production is not possible because no comparable investigations exist.

The basically high level of carbon footprints within this study might be due to the sample chosen which is characterized by low milk yield compared with other studies. But also the practice of modeling dairy farms must be questioned where higher performance than the farm can actually realize on average might frequently be taken for granted. Other matter fluxes within the farm are also considered besides milk yield: modeling frequently presumes idealized conditions basing upon efficient production technology, whereas real farms often work less efficiently. Furthermore, real farms depend on weather, which explains wrong *ex ante* decisions relating to crop cultivation. With regard to sample and methodology-related differences, the present study rather focuses on relative changes resulting from the choice of different allocation methods than on the absolute level of carbon footprint of South German dairy farms.

## 7.7. Conclusions

LCA in general and the methods of greenhouse gas balancing presented in this paper in particular represent complex, but comprehensible methods which can serve as a basis for making environmental assessment methods more transparent.

One of the main goals of determining product carbon footprints is to discover farm specific GHG reduction potentials rather than comparing different farm types with each other. The approach of determining carbon footprints with the objective of global GHG reduction is well established in literature. However, this one-dimensional perspective on carbon footprints per kg FPCM frequently suggests an ecological optimization potential via increased efficiency (milk yield) without taking deterioration into account, which may simultaneously arise in other categories that influence the environment (Oudshoorn et al., 2011). Such deterioration can occur with increased beef production from suckler herds (Zehetmeier et al., 2012), which is usually burdened with very high carbon footprint. But also less ecosystem services might be provided with unilateral increase in milk yield (Bernués et al., 2011). These two aspects, (i) efficient meat production as co-product of milk and (ii) additional ecosystem services provided by many dairy farms, can be considered in LCA by system expansion and economic allocation methods including ecosystem services, which predominantly favor beef production and extensive farming.

This approach creates the basis for a holistic view of the performances of dairy farms, which should not be restricted to the production of milk and meat but address the delivery of additional ecosystem services as well.

The correct weighting of these services remains an open question and cannot easily be answered from the scientific perspective. Nevertheless, the results presented also aim at supporting political decision-making.

## 7.8. Acknowledgment

This research work has been funded by the Ministry of Rural Affairs and Consumer Protection Baden-Wuerttemberg.

## 7.9. References

- Belflower, J.B., Bernard, J.K., Gattie, D.K., Hancock, D.W., Risse, L.M., Rotz, A.C. (2012): A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. Agricultural Systems. 108:84-93.
- Bernués, A., Riedel, J.L., Asensio, M.A., Blanco, M., Sanz, A., Revilla, R., Casasús, I. (2005): An integrated approach to studying the role of grazing livestock systems in the conservation of rangelands in a protected natural park (S. de Guara, Spain). Livestock Production Science. 96:75-85.
- Bernués, A., Ruiz, R., Olaizola, A., Villalba, D., Casasús, I. (2011): Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: synergies and trade-offs. Livestock Science. 139:44-57.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M. (2009): Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. Ecological Economics. 68:1615-1625.
- Bioland (2013): Bioland-Richtlinien. [http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/\\_bioland/qualitaet\\_richtlinien/Bioland\\_Richtlinien\\_18\\_März\\_2013.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/_bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Richtlinien_18_März_2013.pdf) (last accessed 18.03.13)
- BMELV (2012): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis. Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBI. I S. 221), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBI. I S. 212). Berlin.
- Brade, W., Flachowsky, G. (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methanemissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde. 79(6):417-465.
- Casey, J.W., Holden, N.M. (2005): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. Agricultural Systems. 86:97-114.
- Cederberg, C., Stadig, M. (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. International Journal of Life Cycle Assessment. 8(6):350-356.

- Clark, H., Brooks, I., Walcroft, A. (2003): Enteric Methane Emissions from New Zealand ruminants 1990 and 2001 Calculated using an IPCC Tier 2 approach. Report prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry, New Zealand.
- De Vries, M., de Boer, I.J.M. (2009): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*. 128(1-3):1-11.
- Ekvall, T., Finnveden, G. (2001): Allocation in ISO 14041 – a critical review. *Journal of Cleaner production*. 9(3):197-208.
- EU (2005): Council Regulation (EC) 1698/2005 on Support for Rural Development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD).
- FAO (2010): Greenhouse gas emissions from the dairy sector – a life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations – Animal Production and Health Division, Rome.
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M., Ledgard, S.F. (2011a): How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of New Zealand and Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 16(5):420-430.
- Flysjö, A., Henriksson, M., Cederberg, C., Ledgard, S.F., Englund, J.E. (2011b): The impact of various parameter on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*. 104:459-469.
- Federal Environment Agency (2013): ProBas, 2013. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. Datenbank des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland, Berlin.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H. (2010): Greenhouse gas emissions from the dairy sector – a life cycle assessment. FAO Food and Agriculture Organisation of the United Nations - Animal Production and Health Division, Rome, Italy.
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 83:43-53.
- Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O., Sultana, N. (2011): Benchmarking of greenhouse gas emissions in milk production for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167:46-58.
- Henriksson, M., Flysjö, A., Cederberg, C., Swensson, C. (2011): Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal*. 5(9):1474-1484.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M., Korbun, T. (2008): The Impact of German Agriculture on Climate Change. Schriftreihe des IÖW 186/08, Berlin.
- IDF (2010): A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation*, 445/2010.
- IPCC (2006a): Emissions from livestock and manure management, in: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miva, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* -

Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan, chapter 10.

IPCC (2006b): N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application, in: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miva, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan, chapter 11.

IPCC (2007): Climate Change 2007: the Physical Science Basis, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), Contribution of Working Group I to the 4<sup>th</sup> Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York, 13-34.

ISO (2006a): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework. International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO (2006b): 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines. International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.

Janssen, J., Laatz, W. (2013): Statistische Datenanalyse mit SPSS. Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul Exakte Tests, 8. ed. Springer Gabler, Berlin.

Juric, K. (2009): pb2es – Konvertierung von Sachbilanzdaten einer öffentlichen Online-Datenbank in ein übliches Datenaustauschformat, in: Ökobilanzierung 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009. Freising.

Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. Livestock Science. 140(1-3):136-148.

KTBL (n.d): Klimaschutz in der Tierhaltung. Informationsbroschüre des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft auf der Grünen Woche. 18.-27. Januar 2013, Berlin.

LAZBW (2009): Grundfutterreport 2008 Baden-Württemberg. Ergebnisse Grundfutteranalysen Dürfutter Grassilage Maissilage. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, Aulendorf.

LAZBW (2010): Grundfutterreport 2009 Baden-Württemberg. Ergebnisse Grundfutteranalysen Dürfutter Grassilage Maissilage. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, Aulendorf.

LAZBW (2011): Grundfutterreport 2010 Baden-Württemberg. Ergebnisse Grundfutteranalysen Dürfutter Grassilage Maissilage. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, Aulendorf.

LFL (2012): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe Zuchtrinder Schafe Ziegen, 35. ed. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Weihenstephan. [http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p\\_36967.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_36967.pdf) (last accessed 18.08.13).

- Millenium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being. Island Press, Washington, DC.
- MLR (2012): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg. MEKA III. <http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/mlr/bro/Broschuere%20MEKA%20III.pdf>. (last accessed 23.08.13).
- Naturland (2012): Naturland Richtlinien Erzeugung. [http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien\\_deutsch/Naturland-Richtlinien\\_Erzeugung.pdf](http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien_deutsch/Naturland-Richtlinien_Erzeugung.pdf) (last accessed 18.08.13).
- Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M., Zeddis, J. (2006): Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 112:233-240.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Grainger, C., Buckley, F., Horan, B., Wallace, M. (2010): The influence of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on greenhouse gas emissions from pastoral dairy farms. *Journal of Dairy Science*. 93(7):3390-3402.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Buckley, F., Horan, B., Grainger, C., Wallace, M. (2011): The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 141(1-2):39-48.
- OECD (2001): Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- Oudshorn, F.W., Sørensen, C.A.G., de Boer, I.J.M. (2011): Economic and environmental evaluation of three goal-vision based scenarios for organic dairy farming in Denmark. *Agricultural Systems*. 104(4):315-325.
- Pirlo, G. (2012): Cradle-to-farm-gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. *Italian Journal of Animal Science*. 11(20):109-118.
- Plieninger, T., Höchtl, F., Spek, T. (2006): Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science and Policy*. 9:317-321.
- RBW (2013): Informationen zu von der RBW betreuten Rassen. Rinderunionen Baden-Wuerttemberg. <http://www.rind-bw.de/allgemei.htm> (last accessed 01.04.13).
- Ripoll-Bosch, R., de Boer, I.J.M., Bernués, A., Vellinga, T.V. (2013): Accounting for multifunctionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*. 116:60–68.
- Rotz, C.A., Montes, F., Chianese, D.S. (2010): The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science*. 93(3):1266-1282.
- Statistisches Bundesamt (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung. Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Wiesbaden. Series 3(6).
- Sutter, M., Nemecek, T., Thomet, P. (2013): Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz*. 4(5):230-237.

- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K. (2007): Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*. 64(2):245-252.
- Thomassen, M.A., de Boer, I.J.M. (2005): Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111:185-199.
- Thomassen, M., Dalgaard, R., Heijungs, R., de Boer, I.J.M. (2008a): Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13:339-349.
- Thomassen, M.A., van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M. (2008b): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*. 96:95-107.
- Thomassen, M.A., Dolman, M.A., van Calker, K.J., de Boer, I.J.M. (2009): Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics*. 68(8-9):2278-2284.
- Umweltinstitut München e.V. (2012): LUC und iLUC. Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen. <http://umweltinstitut.org/agro-kraftstoffe/allgemeines/landnutzungsanderungen-995.html> (last accessed 02.09.13).
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. (2009): An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*. 90:3643-3652.
- Weiβ, D., Kohlmüller, M. (2010): AMI-Marktbilanz. Vieh und Fleisch. AMI GmbH, Bonn.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M. (2011): An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management*. 92(3):372-379.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M. (2013): The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? *Journal of Dairy Science*. 96(2):857-865.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heißenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6(1):154-166.

## Kapitel 8

# Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen für die Weidemilcherzeugung in Süddeutschland

### 8.1. Zur Methode der Praxisdatenerhebung für wissenschaftliche Analysen

Die gewählte Vorgehensweise der empirischen Datenerhebung ermöglichte durch die Verbindung von Ökonomie (Wirtschaftlichkeit von Weidesystemen), Ökologie (Treibhausgasbilanzen, Ökosystemdienstleistungen) und Sozialem (Arbeitswirtschaft) erstmals die Ansprache aller drei Säulen der Nachhaltigkeit auf mehr als 80 praktizierenden Weidebetrieben und es konnte simultan das Praxiswissen über effiziente Produktionstechniken der Forschung zugänglich gemacht werden.

Die spezielle Stichprobenzusammensetzung mit vielen Betrieben aus schwierig zu bewirtschaftenden Regionen mit steilen Flächen ist dabei nicht repräsentativ für die gesamte deutsche oder süddeutsche Milchproduktion. Geringe Erträge führen zu vergleichsweise niedrigen Flächenleistungen von etwa 5.000 kg Milch/ha im Gegensatz zu 10.000 bis 15.000 kg Milch/ha als Ergebnis anderer Studien (Leisen, 2014). Darüber hinaus sind einige Weidemilcherzeuger durch teils extrem hohe Erstkalbealter von bis zu 36 Monaten, sehr große Schwankungsbreiten im Kraftfuttereinsatz oder sehr viel niedrigere, aber auch deutlich höhere tatsächlich erzeugte Milchleistungen als zu erwarten wäre (3.000-9.000 kg/Kuh/a) gekennzeichnet. Diese Besonderheiten der Stichprobe und auch die indirekt über die Vergütungen aus der 2. Säule der GAP nachgewiesenen Ökosystemdienstleistungen, welche in einem Modell oder auf einem Versuchsbetrieb nicht auftauchen würden, erschweren zwar die Ableitung allgemeingültiger Aussagen. Doch zeigen sie die Komplexität von Milchproduktionssystemen auf und es eröffnen sich neue Denkansätze zur Hinterfragung gängiger Bewertungsschemata. Darauf aufbauend entstanden beispielsweise das Kapitel 4 zur Agrobiodiversität im Zusammenhang mit der Weidemilchproduktion sowie die Kapitel 6 und 7, in welchen der Versuch einer Integration von Ökosystemdienstleistungen in THG-Bilanzen vorgestellt wurde.

Zur Erfassung der Wirtschaftlichkeit der Betriebe und für horizontale Betriebs- und Systemvergleiche wurden, ausgehend von den Buchführungsunterlagen, Betriebszweigabrechnungen auf Vollkostenbasis mit der EDV-Anwendung BZA Rind SE erstellt. Die Aussagekraft der Betriebszweigauswertung hängt wie bei vielen betriebswirtschaftlichen Auswertungen, auch im Kontext der Zuordnung von Kosten zu Kostenstellen, sehr von der Datenqualität ab. Doch

da auf den meisten Betrieben der Stichprobe nur die Milchproduktion inklusive Färsenaufzucht als bedeutender Betriebszweig vorhanden war, ist das resultierende Unsicherheitsmaß als vergleichsweise gering einzustufen. Ein etwas höheres Unsicherheitsmaß könnte im Bereich der kalkulatorischen Kosten existieren, weil Zinsansätze für Kapital, Pachtansätze für eigene Flächen und Lohnansätze für Familienarbeitskräfte immer auch von Schätzwerten abhängig sind. Speziell wurde versucht, die Unsicherheit über Lohnansätze für Familienarbeitskräfte, die eine vergleichsweise große Bedeutung für die kalkulatorischen Betriebszweigergebnisse haben, über detaillierte Arbeitserfassungsbögen und einheitliche Stundenentlohnungsansätze von 15 €/Akh gering zu halten. Weiter wurden die wichtigsten Daten nur von einer einzigen Person erhoben, um zusätzliche Fehlerquellen zu vermeiden. Trotz dieser Unsicherheiten hat sich die Betriebszweigauswertung aus unserer Sicht als das beste Instrument v.a. für den horizontalen Betriebs- und Systemvergleich erwiesen.

Zur Treibhausgasbilanzierung wurde die Methodik des LCA gewählt, wie dies in vielen Studien der Fall ist (vgl. Cederberg und Stadig, 2003; Thomassen et al., 2008a; Kristensen et al., 2011). Dabei wurde versucht, sich möglichst eng an die Vorgaben des IPCC (2006, 2007a, 2007b) und des IDF (2010) zu halten, um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu gewährleisten. Dennoch ist das Maß an Unsicherheit im LCA vergleichsweise hoch (Zehetmeier et al., 2013) und wird von Tubiello et al. (2013) für den Agrarsektor auf etwa 50 % geschätzt. Dies betrifft die Erhebung und Zuordnung sämtlicher relevanter Daten bei den Landwirten, die Verknüpfung von landwirtschaftlichen Emissionen mit den Emissionsfaktoren aus Datenbanken sowie die methodische Abgrenzung der Emissionen zwischen Milch und den damit verbundenen Koppelprodukten speziell im Bereich der Milchproduktion. Schwierig sind hierbei auch die aus den erzielten Ergebnissen abzuleitenden Schlussfolgerungen: Betrachtet man THG-Emissionen von einem einzelbetrieblichen Blickwinkel (attributional LCA), so können dort bestimmte Emissionsreduktionspotenziale z.B. durch eine Steigerung der Milchleistung und damit einhergehenden Verzicht auf Fleischleistung erkennbar sein. Wird dieses System jedoch erweitert (consequential LCA), so könnten die nun fehlenden Fleischmengen am Markt durch andere Produktionsverfahren (z.B. Mutterkuhhaltung) ausgeglichen werden, die möglicherweise eine schlechtere THG-Bilanz aufweisen als die gemeinsame Erzeugung von Milch und Fleisch auf dem Milchviehbetrieb. Die Folge könnte ein Gesamtemissionsanstieg statt dessen Reduktion sein (vgl. Thomassen et al., 2008a; Zehetmeier et al., 2012).

Trotz der diversen Unsicherheiten, die methodisch aus der Erhebung von Praxisdaten resultieren, ermöglicht die Studie die Ableitung etlicher Empfehlungen zur Weidemilchproduktion.

## 8.2. Diskussion und Schlussfolgerungen zur Weidemilcherzeugung

### 8.2.1. Ergebnisdiskussion zur Wirtschaftlichkeit der Weidemilcherzeugung

Bezüglich der ökonomischen Konkurrenzfähigkeit der Weidehaltung sind einige Betriebe der Stichprobe in der Lage, mit überdurchschnittlich erfolgreichen Milcherzeugern ganzjähriger Stallhaltung zu konkurrieren. Letztere zeichnen sich durch hohe Milchleistungen, größere Bestände und eine sehr gute Flächenausnutzung aus (vgl. Rinderreport Baden-Württemberg (2009, 2010, 2011) und Milchreport Bayern (2009, 2010, 2011)).

Damit können die von Leisen und Verhoeven (2010), Steinwidder et al. (2010), Thomet et al. (2011) und Steinberger et al. (2012) dargestellten produktionstechnischen Vorzüge der Weidemilchproduktion erstmals durch Wirtschaftlichkeitsanalysen zumindest für Teile der Stichprobe bestätigt werden. Denn bei insgesamt sehr großen Schwankungsbreiten schneiden insbesondere die erfolgreichsten Weidebetriebe (obere 25 %) im Vergleich zu den erfolgreichsten Ganzjahresstallhaltungsbetrieben positiv ab. Und große Schwankungsbreiten ermöglichen auch ein großes Optimierungspotenzial. Bedeutende Bestimmungsfaktoren für eine gute Wirtschaftlichkeit von Weidebetrieben sind u.a. die ökologische Wirtschaftsweise (hohe Milchpreise + spezifische Förderungen aus AUM) und zusätzlich eine möglichst hohe Weidestundenzahl, das Kurzrasenweidesystem, saisonale Abkalbung sowie höhere Grundfutter- und ausreichende Milchleistungen. Zur erfolgreichen Etablierung der beschriebenen Weidesysteme sind darüber hinaus ausreichend geeignete, arrondierte Betriebsflächen notwendig, wobei sich insbesondere Dauergrünlandregionen mit hohen Niederschlägen und niedrigen Flächenkosten für diese Verfahren eignen. Doch der vielleicht wichtigste Erfolgsfaktor für das Funktionieren eines Milchproduktionssystems wie der Weidemilcherzeugung ist der Betriebsleiter. Ein sehr technikaffiner Landwirt wird wohl kaum zu einem begeisterten Weidemilcherzeuger unter Verzicht auf moderne Maschinen zur Reduktion von Produktionskosten werden.

Die strukturellen und marktwirtschaftlichen Rahmenbedingungen sprechen den Studienergebnissen zufolge nicht grundsätzlich gegen den Einsatz von Weidegras in der Milchkuhratration. Dies kann sich jedoch auch schnell ändern, so dass die von uns ermittelten Ergebnisse innerhalb des Betrachtungszeitraums 2008/09 bis 2010/11 im Frühjahr 2014 bei fast 10 Ct/kg höheren Milchpreisen und „nur“ noch 9 Ct Abstand zwischen konventionellem und ökologischem Preis (Biomilchpreise.de, 2014) anders ausfallen könnten. Abbildung 13 zeigt auf, dass die Betriebe des Rinderreports BW von steigenden Milchpreisen aufgrund ihrer höheren Milchleistungen stärker profitieren und sich ihre Stundenentlohnungen daher ceteris paribus deutlich besser entwickeln als die der Weidebetriebe. Konventionell wirtschaftende Weidebe-

triebe der betrachteten Stichprobe haben hingegen unabhängig vom Milchpreisniveau immer die geringste Stundenentlohnung.

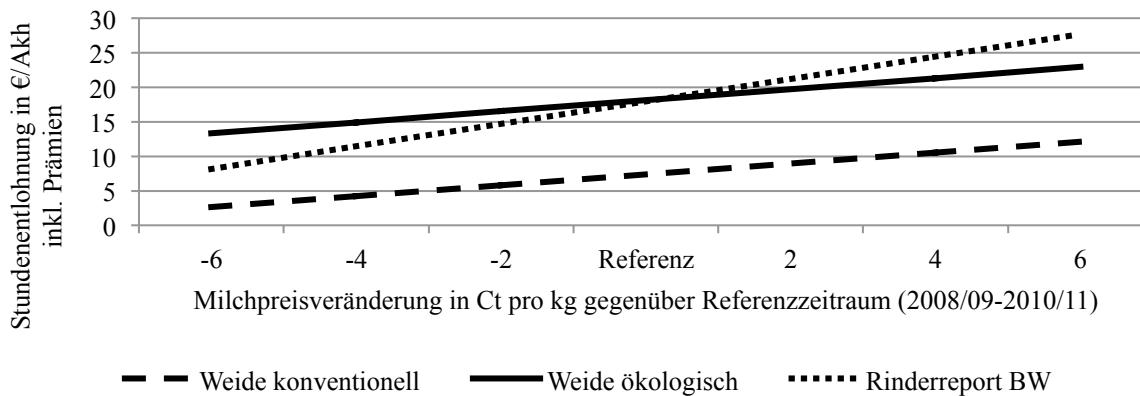


Abbildung 13: Vorzüglichkeit von Milchproduktionssystemen in Abhängigkeit von der Milchpreisentwicklung am Beispiel des Rinderreports BW sowie den Projektbetrieben

Quelle: Eigene Darstellung sowie auf Datenbasis von Rinderreport BW (2009, 2010, 2011)

Allerdings werden das kalkulatorische Betriebszweigergebnis und die Stundenentlohnung der Weidebetriebe durch die kleinen Bestände und die damit zusammenhängende niedrige Arbeitseffizienz vergleichsweise stark belastet. Da die Arbeitsentlohnung von Familienarbeitskräften jedoch nur einen kalkulatorischen Ansatz darstellt, bleibt das erzielte Betriebseinkommen zu größeren Teilen im Familienbetrieb, während bei den Betrieben des Rinderreports BW der Anteil pagatorischer Kosten meist höher liegt. Dennoch sind auch viele Weidebetriebe der Stichprobe wirtschaftlich wenig erfolgreich, wofür häufig ein nicht ausreichend konsequent und effizient betriebenes Management verantwortlich gemacht werden muss. Vor allem die Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise wäre für viele konventionelle Weidebetriebe eine einfach umzusetzende Strategie zur Verbesserung der Betriebseinkommen, sofern auch weiterhin von signifikant höheren Ökomilchpreisen und einer überdurchschnittlichen staatlichen Förderung ausgegangen werden kann. Schließlich bewegen sich diese Betriebe mit ihrer tendenziell extensiven Wirtschaftsweise v.a. hinsichtlich Milchleistung, Kraftfuttereinsatz und Flächenerträgen meist ohnehin nahe am ökologischen Landbau. Das dabei auch vergleichsweise gute Abschneiden der Rasse Vorderwälder (Kapitel 4) als gefährdetem Zweinutzungsrind mit geringer Milchleistung, aber guter Tiergesundheit und Fruchtbarkeit, stellt die Notwendigkeit spezieller Rassen bzw. Zuchtlinien aus Neuseeland oder Irland (Piccand et al., 2013; Leisen, 2013) mit meist geringeren Nebenerlösen (Kalb und Schlachtkuh) in Frage. Eine gezielte Selektion gefährdeter Rassen (auch z.B. Schwarzbuntes Niederungsrand) auf

Weidetauglichkeit in Verbindung mit einer hohen Tiergesundheit, könnte möglicherweise zu einem Alleinstellungsmerkmal werden. Die Weidehaltung selbst bringt tiergesundheitlich gemäß Stichprobe nämlich kaum Vorteile: Im Vergleich zur ganzjährigen Stallhaltung (Rinderreport BW und Milchreport Bayern, 2009, 2010, 2011) konnten zwar niedrigere Tierarztkosten pro Kuh und eine höhere Nutzungsdauer festgestellt werden, doch relativiert sich dies bei Betrachtung von Lebensleistung und Tierarztkosten bezogen auf das kg Milch.

### 8.2.2. Ergebnisdiskussion zu den Treibhausgasbilanzen innerhalb der Stichprobe

Beim Blick auf die Treibhausgasbilanzen liegen die Emissionen innerhalb dieser Stichprobe im Vergleich zu den Ergebnissen der meisten anderen Studien deutlich höher. Dabei schneiden die ökologisch wirtschaftenden Betriebe, die gleichzeitig mehr Ökosystemdienstleistungen erbringen, aufgrund einer niedrigeren Produktionseffizienz nach den gängigen Berechnungsmethoden (vgl. IPCC, 2006a und b, 2007) bzw. Allokationsformen (vgl. IDF, 2010) signifikant schlechter ab als die konventionellen Betriebe ( $p<0,05$ ). Die Schwankungsbreite zwischen den Einzelbetrieben ist jedoch bedeutend größer als die Unterschiede zwischen den beiden Wirtschaftsweisen, was auch ein Indiz für die Bedeutung natürlicher Rahmenbedingungen sowie für das individuelle Management sein kann. Ein schlechteres Abschneiden von Ökobetrieben konnte in vielen anderen Studien nicht festgestellt werden (vgl. z.B. Thomassen et al., 2008b; Van der Werf et al., 2009; Kristensen et al., 2011; Rahmann, 2012). Für eine Verringerung der THG-Emissionen konnten Bestimmungsfaktoren detektiert werden, die vor allem die Effizienz und Produktivität (Futterbedarf/kg Milch, Milchleistung, Grünlanderträge) eines Produktionssystems und damit das Management betreffen. Die durch Effizienzsteigerungen gleichzeitig erreichbare Verbesserung in der Wirtschaftlichkeit lässt diese Form der Treibhausgasvermeidung im Hinblick auf mögliche „Treibhausgasvermeidungsgewinne“ als besonders vorzüglich erscheinen. Diese sind allerdings durch die höheren THG-Emissionen der Ökobetriebe bei einer besseren Wirtschaftlichkeit begrenzt. Hierzu besteht jedoch noch Forschungsbedarf: Gemäß Stichprobe wird die extensive Produktionsweise vieler Weidebetriebe durch relativ hohe Förderungen aus der 2. Säule finanziell ermöglicht, so dass eine besonders hohe Produktivität für eine gute Wirtschaftlichkeit nicht so sehr entscheidend ist. Doch in der THG-Bilanz schneiden gerade die Betriebe mit hoher Produktionseffizienz gut ab, weil in der vom IDF (2010) empfohlenen biologischen Allokation der Emissionen zwischen Milch und Fleisch nur die Futterverwertung im Tier hinsichtlich Milchleistung und Körperwachstum beschrieben wird, nicht aber weitere Ökosystemdienstleistungen. Dabei entwickelt sich ein Zielkonflikt zwischen der ausgesprochenen Empfehlung einer Effizienzsteigerung zur

simultanen Analyse von Wirtschaftlichkeit und THG-Emissionen einerseits (Kapitel 5) und den jeweiligen Ökosystemdienstleistungen andererseits (Kapitel 3, 4, 6 und 7): Eine aus Sichtweise der Wirtschaftlichkeit, aber vor allem der THG-Emissionen sinnvolle Intensivierung (hohe Milchleistungen, hohe Flächenerträge, intensive Kurzrasenweide, etc.) ließe möglicherweise einige der genannten Vorteile der Weidehaltung als besonders umwelt- und tiergerechtes Milchproduktionsverfahren parallel zurückgehen. Hochproduktive und intensiv geführte Weidestandorte wie Neuseeland mit vergleichsweise hohen Betriebseinkommen (vgl. ZMP, 2008; DIFL, 2010) und auch niedrigen THG-Emissionen (Basset-Mens et al., 2009), können die in der 2. Säule der GAP (vgl. MLR, 2012a) geförderten Ökosystemdienstleistungen nämlich überwiegend nicht erbringen. Dies würde wohl weder den Wünschen der Verbraucher (vgl. Kühl et al., 2014), noch den Zielen der Politik entsprechen, welche durch die AUM nämlich genau nicht die höchste Effizienz, sondern hohe Ökosystemdienstleistungen fördern möchte (vgl. MLR, 2012a).

#### 8.2.3. Ergebnisdiskussion zu den Ökosystemdienstleistungen und deren Berücksichtigung innerhalb der Treibhausgasbilanzierung

Aufgrund der zuvor genannten Monita der THG-Bilanzierung wurde in Kapitel 6 und 7 ein Vorschlag unterbreitet, die Ökosystemdienstleistungen in der Emissionsaufteilung mittels ökonomischer Allokation entsprechend den Einnahmen für Milch, Fleisch und Agrarumweltmaßnahmen als finanzielle Entschädigung für geleistete Ökosystemdienstleistungen in der THG-Bilanzierung zu berücksichtigen. Dies führt zu einer Annäherung der Carbon Footprints intensiver und extensiver bzw. ökologischer und konventioneller Betriebe. Die Begründung für diese vorgeschlagene Neubewertung von Emissionen ist die Annahme, dass viele Ökosystemdienstleistungen landwirtschaftlicher Betrieben indirekt auch für Treibhausgasemissionen verantwortlich sind (vgl. Ripoll-Bosch et al., 2013). Eine standardmäßige Integration dieser Leistungen in der Allokation der Emissionen hätte jedoch völlig neue Bewertungen der Klimawirksamkeit von Milchproduktionssystemen zur Folge, in welchen die Abhängigkeit des PCF von der Produktionseffizienz sinken würde.

Zu den Praxisbetrieben zurückkommend könnte die von Thomet et al. (2011) sowie Leisen (2013) nach dem Vorbild Neuseelands empfohlene und auch von 11 Betrieben innerhalb dieser Stichprobe angewandte saisonale Frühjahrskalbung möglicherweise einen Königsweg darstellen, um gleichzeitig eine hohe Wirtschaftlichkeit, niedrige THG-Emissionen und hohe Ökosystemdienstleistungen zu erreichen. Denn die saisonale Frühjahrskalbung zielt durch eine größtmögliche Anpassung der Laktationskurve an die Entwicklung der Vegetation be-

züglich Futteraufwuchs und –qualität auf eine Maximierung des Einsatzes günstigen Weidegrases in der Jahresration ab, was zu einer sehr hohen Ressourceneffizienz und Kosteneinsparung führt. Gleichzeitig kann im Winter während der Trockenstehphase der gesamten Herde Heu von Naturschutzflächen mit artenreichem Grünland (z.B. FFH-Wiesen) verfüttert werden, was im asaisonalen Weidebetrieb oder im TMR-Betrieb nur schwer möglich ist.

### 8.3. Diskussion und Schlussfolgerungen für Beratung und Ausbildung sowie Molkereien und Politik

Die dargestellten Zusammenhänge von Wirtschaftlichkeit, THG-Bilanzierung und Ökosystemdienstleistungen lassen dennoch keine allgemeingültigen Empfehlungen hinsichtlich eines in allen Punkten vorteilhaften Milchproduktionssystems zu.

Durch gezielte Umsetzung der in dieser Studie gewonnenen Erkenntnisse in Ausbildung und Beratung kann jedoch positiv auf betriebliche Entwicklungen Einfluss genommen werden, sofern sich ein Betriebsstandort grundsätzlich für die Weidehaltung eignet und der Betriebsleiter sich mit der Weidemilchproduktion identifizieren kann. Davon unabhängig hat die Agrarministerkonferenz der Bundesländer Anfang April 2014 erste Ansätze für eine Reform der Ausbildung beschlossen, nach welcher „Ausbildungsordnung und Rahmenlehrplan an aktuelle gesellschaftspolitische Herausforderungen wie Tierwohl oder Fragen des Klimawandels angepasst werden sollten“ (StMELF, 2014), ohne dabei jedoch die Weidehaltung explizit zu nennen. Doch scheint selbst in Dauergrünlandregionen in Anbetracht der zunehmend ganzjährigen Stallhaltung nur wenig Wissen über ein effizientes Weidemanagement zur Senkung der Produktionskosten vorhanden zu sein. Gerade im Bereich der Produktionskosten ist unabhängig vom Haltungssystem eine verstärkte Sensibilisierung der landwirtschaftlichen Unternehmer für ein gutes, ganzheitliches Produktionsmanagement unter Berücksichtigung eines optimierten Leistungs-Kosten-Verhältnisses von größerer Bedeutung als die in der Praxis häufige Konzentration auf einzelne Erfolgsfaktoren wie beispielsweise eine möglichst hohe Einzeltierleistung (vgl. Schleyer et al., 2013). Um das Verständnis für wirtschaftliche Zusammenhänge unter Nutzung von Vollkostenrechnungen zu steigern, sollte eine konsequente Vernetzung über viele in Ausbildung und Beratung engagierte Institutionen und Verbände unabhängig von ihrer ökologischen oder konventionellen Ausrichtung erfolgen. Schließlich darf ein Wechsel zu ökologischer Wirtschaftsweise auch überwiegend „milchpreismotivierter Natur“ sein, sofern die vom Ökolandbau geforderten Kriterien erfüllt werden können.

Für eine Anpassung von Beratung und Ausbildung wären möglicherweise auch vermehrt Forschungsressourcen notwendig, sofern die Weidemilcherzeugung auch von der Politik als zukunftsähig erachtet wird. Schließlich ist die Finanzierung von Seiten des Agribusiness (Futtermittel- und Zusatzstofflieferanten, Arzneimittelhersteller, etc.) eher unwahrscheinlich.

Allerdings hätten die Vermarkter, und hier insbesondere die Molkereien, die Möglichkeit, Weidemilch verstärkt zu bewerben und zu etablieren. Das in der Einleitung dargestellte Verbraucherinteresse weist auf einen potenziellen in Deutschland noch unerschlossenen Markt für Weidemilch mit deutlich höheren Margen hin, der in Nachbarländern wie Dänemark bereits 20 % der verkauften Frischmilch beträgt (Kühl et al., 2014). Ob dafür die Entwicklung eines professionellen Labellings (vgl. Zühlsdorf und Spiller, 2012) oder staatliche Siegel und lebensmittelrechtliche Definitionen (vgl. Schleyer et al., 2013) erforderlich sind, kann anhand der Studienergebnisse nicht aufgezeigt werden. Es besteht jedoch zumindest die Gefahr des Missbrauchs nicht zertifizierter Siegel zur Weidehaltung, weswegen alle beteiligten Molkereien durch nachvollziehbare und unabhängig überprüfte Kriterien für eine Weidemilch mit nicht zu niedrigen Standards (vgl. Kühl et al., 2014; Schleyer et al., 2013) ihre Vertrauenswürdigkeit gegenüber den Verbrauchern unter Beweis stellen sollten. Dass dieser Weg funktionieren kann, wird durch die Schwarzwaldmilch GmbH deutlich, die mit ihrem eigenen, unabhängig zertifizierten Label erfolgreich ist und dadurch den Betrieben innerhalb dieser Stichprobe in der Vergangenheit vergleichsweise hohe Milchpreise auszahlen konnte. Ob dieser Weg jedoch auch für andere Molkereien unter Abwägung der zusätzlichen Kosten für eine getrennt zu behandelnde Weidemilchlinie geeignet ist, wird sich zeigen müssen.

Die bislang häufig praktizierte Honorierung von 0,5 bis 1,5 Cent für die konventionelle Weidemilch ist gemäß Stichprobe allerdings nicht ausreichend, zumal diese Milch an der Ladentheke als Premiumprodukt häufig mit sehr hohen Preisaufschlägen vermarktet wird (Fahlbusch et al., 2011). Eine Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise wäre für diese Weidemilcherzeuger fast ausnahmslos lukrativer. Denn die vorliegenden Ergebnisse haben gezeigt, dass Weidebetriebe vor allem Margenoptimierer sind, die in hohem Maße von einem höheren Auszahlungspreis abhängig sind, weil sie keine sehr hohen Milchleistungen erreichen können. Um den Rohstoff der werbeträchtigen Weidemilchvermarktung langfristig zu sichern, werden jedoch auch konventionelle Weidebetriebe benötigt, sofern der Verbraucher angemessen auf dieses Produkt anspricht. Für eine vergleichbare Rentabilität wäre dementsprechend ein Erzeugerpreis für konventionelle Weidemilch etwa in der Mitte zwischen dem konventionellen Grundpreis und dem Erzeugerpreis für ökologische Milch notwendig, was in dieser Größenordnung von Schleyer et al. (2013) bestätigt wird. Dies könnte auch eine Alternative

für bislang ökologisch produzierende Milcherzeuger sein, die zukünftig möglicherweise aufgrund einer verschärften EU-Ökoverordnung schwierigere, vollumfänglich ökologische Futtermittelerzeugung sicherzustellen (Europäische Kommission, 2014).

Neben dem Milchpreis sind die bestehenden Förderungsmaßnahmen aus der 2. Säule (Ausgleichszulage, Agrarumweltmaßnahmen) der Bundesländer wichtige Einkommensstützen für die Weidebetriebe (vgl. auch Kapfer et al., 2013), welche gleichzeitig die Erbringung gesellschaftlich erwünschter Ökosystemdienstleistungen honorieren. Eine Beibehaltung zielgerichteter Agrarumweltmaßnahmen in dieser oder ähnlicher Form erscheint daher sinnvoll.

Spezielle „Weideprämien“ (vgl. Brade, 2012; BMEL, 2014) nutzen Weidebetriebe allerdings wohl eher als Mitnahmeeffekt und sind wahrscheinlich zu gering, um dadurch die Weidemilchproduktion umfangreich anzureizen (vgl. Schleyer et al., 2013). Auch vor dem Hintergrund der schwierigen Kontrollier- und Sanktionierbarkeit scheint die Einführung bzw. Beibehaltung einer „Grünlandprämie“ bedeutender für den Grünlanderhalt als eine speziell ausgerichtete Prämie auf die Weidehaltung. Schließlich entstehen die Grundfutterkosten auch bei den Weidebetrieben im Bereich der maschinellen Futterkonservierung und weniger im Bereich der Weidenutzung (vgl. auch Schleyer et al., 2013). Zur gezielten Förderung der Weidehaltung wäre möglicherweise auch eine „Arrondierungsprämie“ vorstellbar (Kapitel 2), durch welche Betriebe zum Flächentausch angeregt würden, um damit ein erfolgreiches (Voll-) Weidesystem etablieren zu können. Dies wäre weiter zu untersuchen. Möglicherweise würde diese Vorgehensweise aufgrund unzureichender Abgrenzbarkeit und zu hoher Mitnahmeeffekte keine optimale Maßnahme darstellen. Sofern sich die Weidemilch aus konventioneller Produktion stärker als bislang durchsetzen sollte, könnte die Förderung dieser Form der Grünlandbewirtschaftung zukünftig vermehrt vom direkter betroffenen Verbraucher als vom Steuerzahler getragen werden. Außerdem konnte diese Studie darlegen, dass eine wirtschaftliche Weidemilchproduktion bereits unter den derzeitigen Rahmenbedingungen möglich ist, weshalb sie nicht notwendigerweise verstärkt gefördert werden muss.

Ein wichtiger die Weidehaltung derzeit einschränkender Aspekt ist allerdings vor allem in kleinstrukturierten Gebieten die für viele Landwirte notwendige Investition in einen Laufstall, auch zur Umstellung auf ökologische Tierhaltung (vgl. z.B. Bioland, 2013). Dabei soll nicht die bessere Tiergerechtigkeit und das Tierwohl der Laufstallhaltung in Frage gestellt werden. Doch in der Agrarinvestitionsförderung nach dem Agrarförderprogramm (AFP) des Bundes und der Länder (vgl. MLR, 2012b) sind insbesondere eine verbesserte Wirtschaftlichkeit und die Tragfähigkeit der Maßnahme gefordert. Wichtige Voraussetzungen hierfür sind ausreichend gute Milchleistungen und ein entsprechendes Bestandsgrößenwachstum zur Tragbar-

keit des Kapitaldienstes. Wenngleich diese Vorgaben für die Mehrzahl der Milchviehhälter als Entwicklungsziel notwendig und sinnvoll erscheinen, sind sie für konventionelle wie für ökologische Weidebetriebe oftmals schwer umsetzbar. Ihre besondere Vorteilhaftigkeit liegt schließlich in den niedrigen Futter- und Fütterungskosten in Verbindung mit hohen Ausgleichszahlungen und nicht in höchsten Einzeltierleistungen. Zweitens ist für die Weidebetriebe ein hoher Anteil arrondierter Flächen Grundvoraussetzung für das Gelingen eines erfolgreichen Weidesystems. Muss der Tierbestand im Zuge einer Stallbauinvestition jedoch deutlich erhöht werden, so fehlen oftmals ausreichend arrondierte Flächen für diese Aufstockung. Aus diesen Gründen verzichten viele Weidebetriebe im Zuge eines Stallneubaus auf den Weidegang (vgl. Kühl et al., 2014). Die mögliche Anschaffung eines arbeitswirtschaftlich häufig sinnvollen Melkroboters, durch den keine melkfreien Zeitfenster mehr für den Weidegang zur Verfügung stehen, ist ein weiteres Hindernis für die Weidehaltung (vgl. Bühlen, 2013). Diese Annahmen werden durch Daten des Statistischen Bundesamtes (2011) untermauert, nach denen beispielsweise baden-württembergische Kühe in Bestandsgrößen von 20-49 Kühen noch zu 36 % Weidegang haben während dieser Wert bei Bestandsgrößen von mehr als 100 Kühen auf etwa 10 % zurückgeht. Dabei erscheint dieser Wert von 10 %, der auf der Landwirtschaftszählung 2010 beruht, relativ hoch. Schließlich wurde innerhalb dieses Studiendesigns versucht, den überwiegenden Teil größerer Weidebetriebe Baden-Württembergs zu erreichen ohne dass dabei Weidebetriebe mit mehr als 100 Kühen identifiziert werden konnten. Damit soll angedeutet werden, dass sich eine Stallbauförderung v.a. in den betroffenen Dauergrünlandregionen neben der Wirtschaftlichkeit maßgeblich an standortangepassten, die Tiergerechtigkeit verbessernden Kriterien orientieren sollte, ggf. unter zumindest partiell Verzicht auf Größenwachstum und Leistungssteigerung. Diesen Weg möchte die niedersächsische Landesregierung gehen, die im April 2014 ein Programm vorstellte, in welchem neben der Grünlandförderung auch eine auf die Weidehaltung zugeschnittene Investitionsförderung vorgesehen ist (Jongbloed, 2014). Ob dabei eine angemessene Umsetzung und Zielerreichung möglich ist, muss sich jedoch noch erweisen.

Dass der Vertrauensbonus gegenüber der gesamten Milchbranche durch für den Verbraucher sichtbare Kühe auf der Weide (vgl. Kühl et al., 2014) auch für die ganzjährige Stallhaltung wichtig ist, wird an Aussagen von FrieslandCampina in den Niederlanden deutlich: „Weidehaltung ist für die Gesellschaft ein sichtbarer Beweis für eine nachhaltige Produktion und schützt in einem Land mit der vierfachen Milcherzeugung des Eigenbedarfs vor deutlichen gesetzlichen Einschränkungen.“ Für die Weidemilchschiene gibt FrieslandCampina daher pro Jahr 28 Mio. Euro aus (FrieslandCampina & Stichting Weidegang, Niederlande, 2014).

## 8.4. Ausblick

Das gewählte Studiendesign könnte in zukünftigen Projekten noch ausgeweitet werden, indem zur vergleichenden Analyse nicht nur Weidebetriebe, sondern auch Betriebe mit ganzjähriger Stallhaltung auf ähnliche Art und Weise untersucht werden. Eine Erweiterung auf ganz Deutschland würde die Aussagekraft von Empfehlungen erhöhen. Dabei wären sicherlich auch ganzheitliche Analysen der Umweltwirkungen (u.a. Biodiversität) wünschenswert, um den Zusammenhang zwischen dem Effizienzgrad eines Produktionssystems hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und THG-Emissionen auf der einen Seite und von den Betrieben geleisteten Ökosystemdienstleistungen auf der anderen Seite noch besser herausarbeiten zu können. Möglicherweise könnte dadurch auch der innerhalb dieser Arbeit auftauchende Widerspruch von Effizienz und Ökosystemdienstleistungen aufgelöst oder zumindest entschärft werden. Dies würde noch präzisere Empfehlungen für die zukünftige Ausrichtung der deutschen und europäischen Agrarpolitik ermöglichen. Das neu konzipierte, von der VW-Stiftung geförderte, Projekt „Systemanalyse Milch“ des Ministeriums für Wissenschaft und Kultur in Niedersachsen, der Georg-August-Universität Göttingen, des Grünlandzentrums Niedersachsen/Bremen, der Molkerei Ammerland sowie weiterer Partner möchte diesen Weg bereits teilweise beschreiten. Schwerpunkte der Untersuchungen sind Tiergesundheit, Verhalten, Wohlbefinden, Konsumpräferenzen, Produktionstechnik und Anforderungen an eine umwelt-, klima- und ressourcenschonende sowie betriebswirtschaftlich sinnvolle Milcherzeugung im Kontext unterschiedlicher Produktionssysteme (vgl. Systemanalyse Milch, 2014). Auch die neuen ELER Verordnungen für die Förderperiode 2014-2020 bieten mit der Förderung von Wissenstransfer, Bildung und Beratung bezüglich nachhaltiger Entwicklung von Betrieben hinsichtlich Ressourceneffizienz, Treibhausgasemissionen, Biodiversität und Wirtschaftlichkeit (vgl. Amtsblatt der Europäischen Union, 2013) interessante Anknüpfungspunkte an diese Arbeit.

Davon unabhängig konnte gezeigt werden, dass Weidemilch eine sinnvolle Form der Milchproduktion neben anderen ist. Natürliche und strukturelle Rahmenbedingungen sowie die Managementfähigkeit der Betriebsleitung bestimmen sehr stark die Vorzüglichkeit. Für die Masse der deutschen Milchproduktion ist die vorwiegende Weidehaltung keine Blaupause für eine wettbewerbsfähige Milchproduktion. Ein größerer Anteil als bislang ist jedoch sinnvoll und möglich.

## 8.5. Literatur

- Amtsblatt der Europäischen Union (2013): Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 des Euroäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Förderung und Entwicklung durch den europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M. (2009): Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*. 68:1615-1625.
- Bioland (2013): Bioland-Richtlinien. [http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/\\_bioland/qualitaet\\_richtlinien/Bioland\\_Richtlinien\\_18\\_März\\_2013.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/_bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Richtlinien_18_März_2013.pdf)
- Biomilchpreise.de (2014): Ø Milchpreise Deutschland März 2014. Internetquelle vom 17.04.2014: <http://www.biomilchpreise.de>
- BMEL (2014): GAK Rahmenplan 2014. Förderbereich 4: Markt und standortangepasste Landbewirtschaftung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn.
- Brade, W. (2012): Vor- und Nachteile der Weidehaltung von hochleistenden Milchkühen. Erschienen in: Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 90(3):447-466.
- Bühlen, F. (2013): Vereinbarkeit automatischer Melksysteme mit dem Tierwohl in der ökologischen Milchviehhaltung. Universität Kassel.
- Cederberg, C., Stadig, M. (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 8:350-356.
- DIFL (2010): Financial Performance of Dairy Farms by Region. Dairy Investment Fund. New Zealand.
- Europäische Kommission (2014): Vorschlag des Europäischen Parlaments und des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Änderung der Verordnung (EU) Nr.XXX/XXX des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 24.03.2014.
- Fahlbusch, M., Steffen N., Brümmer B., Spiller A. (2011): Der Markt für Milch und Milcherzeugnisse. *German Journal of Agricultural Economics*. 60:52-71.
- FrieslandCampina & Stichting Weidegang, Niederlande (2014): The dutch „Weidemelk“ experience. Joining forces in the productino chain of meadow-grazed milk. Themenforum des Grünlandzentrums Niedersachsen. 09.04.2014. Rastede.
- IDF (2010): A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation*. 445.
- IPCC (2006a): Emissions from livestock and manure management. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Intergovernmental Panel on Climate Change, National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan.
- IPCC (2006b): N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. In Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan.

- IPCC (2007): Climate Change 2007: the Physical Science Basis, in: Contribution of Working Group I to the 4<sup>th</sup> Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Camebridge University Press, Camebridge and New York, pp. 13-34.
- Jongebloed (2014): Niedersachsen startet Weidemilchprogramm zum Schutz des Grünlandes. Pressemitteilung vom 09.04.2014. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Hannover.
- Kapfer, M., Kantelhardt, J., Moser, T. (2013): Some considerations for the future of grassland dairy farming in Austria. In: European Federation of Animal Science, Book of abstracts of the 64<sup>th</sup> annual meeting of the European Federation of Animal Science, S. 557.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science*. 140(1-3):136-148.
- Kühl, S., Ermann, M., Spiller, A. (2014): Imageträger Weidegang. DLG-Mitteilungen. 4:94-97.
- Leisen E., Verhoeven A. (2010): Riswicker Ökomilchviehtagung 2010 – Rückblick. Landwirtschaftszentrum Haus Riswick. Kleve.
- Leisen, E. (2013): Neuseeländer Genetik: interessant für Biobetriebe. Internetquelle vom 18.10.2013: <http://oekolandbau.de/erzeuger/tierhaltung/rinderhaltung/milchvieh/tierzucht/milchviehzucht-neuseelaender-genetik-und-hornlosigkeit-fuer-die-praxis-testen/>
- Leisen, E. (2014): Kurzrasenweide mit hoher Flächenproduktivität. Leitbetriebe ökologischer Landbau Nordrhein-Westfalen. Internetquelle vom 07.05.2014: [http://www.oekolandbau.nrw.de/pdf/projekte\\\_versuche/leitbetriebe\\\_2010/04\\\_04\\\_Kurzrasenweide\\\_FB\\\_10.pdf](http://www.oekolandbau.nrw.de/pdf/projekte-versuche/leitbetriebe_2010/04_04_Kurzrasenweide_FB_10.pdf)
- Milchreport Bayern (2009, 2010, 2011): Ergebnisse der Betriebszweigabrechnung Milchproduktion. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising.
- MLR (2012a): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg. MEKA III. <http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/mlr/bro/Broschuere%20MEKA%20III.pdf>. 23.08.2013.
- MLR (2012b): Agrarinvestitionsförderungsprogramm (AFP). Förderung einzelbetrieblicher Investitionen in der Landwirtschaft. Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Stuttgart.
- Piccand, V., Cutullic, E., Meier, S., Schori, F., Kunz, P.L., Roche, J.R., Thomet, P. (2013): Production and reproduction of Fleckvieh, Brown Swiss, and 2 strains of Holstein-Friesian cows in a pasture-based, seasonal-calving dairy system. *Journal of Dairy Science*. 96(8):5352–5363.
- Rahmann (2012): Produktionsweise nicht entscheidend für Klimawirkung. FoRep Spezial Ökologischer Landbau. 2012(1). Thünen Institut.
- Rinderreport BW (2009, 2010, 2011): Ergebnisse Rinderspezialberatung Baden-Württemberg. Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume. Schwäbisch Gmünd.
- Ripoll-Bosch, R., de Boer, I.J.M., Bernués, A., Vellinga, T.V. (2013): Accounting for multi-functionality of sheep farming in the PCF of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*. 116:60-68.

- Schleyer, A., Lorleberg, W., Mergenthaler, M. (2013): Steigerung der landwirtschaftlichen Wert schöpfung durch Produkte aus Weidehaltung. Soest.
- Statistisches Bundesamt (2011): Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung. Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Fachserie 3, Heft 6. Wiesbaden.
- Steinberger, S., Rauch, P., Spiekers, H., Hofmann, G., Dorfner, G. (2012): Vollweide mit Winterkaltung. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. 5/2012. Freising.
- Steinwidder, A., Starz, W., Podstatzky, L., Kirner, L., Pötsch, E.M., Pfister, R., Gallenböck, M. (2010): Low-Input Vollweidehaltung von Milchkühen im Berggebiet Österreichs – Ergebnisse von Pilotbetrieben bei der Betriebsumstellung. Züchtungskunde. 82:241-252.
- StMELF (2014): Agrarministerkonferenz: Rückhalt für bayerische Anliegen. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Pressemitteilung vom 04.04.2014: <http://www.stmelf.bayern.de/service/presse/pm/2014/067238/index.php>
- Systemanalyse Milch (2014): Verbundprojekt zur Weiterentwicklung der Milchviehhaltung in Niedersachsen. Internetquelle vom 24.04.2014. <http://www.systemanalyse-milch.de>
- Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., De Boer, I.J.M. (2008a): Attributional and consequential LCA of milk production. International Journal of Life Cycle Assessment. 13:339-349.
- Thomassen, M.A., van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M. (2008b): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems. 96:95-107.
- Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S., Steinwidder, A. (2011): Merits of full grazing systems as a sustainably and efficient milk production strategy. Proceedings of the 16<sup>th</sup> European Grassland Federation Symposium, Irdning, Austria, 273-285.
- Tubiello, F.N., Salvatore, M., Rossi, S., Ferrara, A., Fitton, N., Smith, P. (2013): The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture, Environmental Research Letters 8:015009.
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S. (2009): An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. Journal of Environmental Management. 90:3643-3652.
- Zehetmeier, M., Gandorfer, M., Hoffmann, H., Müller, U.K., de Boer, I.J.M., Heissenhuber, A. (2013): The impact of uncertainties on predicted GHG emissions of dairy cow production systems. Journal of Cleaner Production. In press.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heissenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. Animal. 6:154-166.
- ZMP (2008): Neuseeland bei Milch weltweit spitze. Internetquelle vom 08.08.2008: <http://www.animal-health-online.de/lme/2008/08/09/neuseeland-bei-milch-weltspitze/2897/>
- Zühlsdorf, A., Spiller, A. (2012): Trends in der Lebensmittelvermarktung. Agrifood Consulting GmbH. Göttingen.

# Lebenslauf

**Persönliche Daten:**

Name	Lukas Robert Kiefer
Geburtsdatum und -ort	14.11.1984 in Emmendingen
Anschrift	Neustadtstraße 17, 79677 Schöna
Familienstand	verheiratet, 1 Kind
Staatsangehörigkeit	deutsch

**Schulbildung:**

09/1991 – 07/1995	Buchenbrandschule in Schöna im Schwarzwald
09/1995 – 06/2004	Gymnasium in Schöna im Schwarzwald
	Abschluss: Abitur (Note: 1,8)

**Berufsausbildung:**

09/2004 – 07/2006	Ausbildung zum Landwirt mit den Schwerpunkten Tierproduktion Rind, Grünland und Forstwirtschaft (Note: 1,5). (Jahrgangsbester im Regierungsbezirk Freiburg)
-------------------	--

**Studium:**

SS 2007 – SS 2009	Agrarwirtschaft (B.Sc.) an der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen – Geislingen (Note: 1,8) Bachelor Thesis: Verhaltensbeobachtungen zur ganzjährigen Freilandhaltung von Rindern im Südschwarzwald (Note 1,0).
WS 2009 – WS 2010	Agrarwissenschaften, Fachrichtung Tierwissenschaft (M.Sc.) an der Universität Hohenheim (Note: 1,5). Master Thesis: Produktionstechnische und ökonomische Betrachtungen von Milchviehbetrieben mit Weidehaltung in unterschiedlichen Regionen Baden-Württembergs (Note 1,7).

**Berufspraxis:**

Seit 02/2006	Gewerbebetrieb „Land- und forstwirtschaftliche Dienstleistungen“. Tätigkeitsschwerpunkte: Betriebshilfe, Forstarbeiten, Landwirtschaftliche Beratung und Weiterbildung.
04/2010 – 08/2010	Mitarbeiter am Institut für Tierernährung, Universität Hohenheim.
08/2010 – 10/2010	Herd Manager auf der Milchviehfarm Burch, Hamilton, NZ.
12/2010 – heute	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim. Bearbeitung des Projekts: „Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“.

Ort und Datum

Unterschrift

## Eidesstattliche Versicherung

gemäß § 8 Absatz 2 der Promotionsordnung  
der Universität Hohenheim zum Dr.sc.agr.

1. Bei der eingereichten Dissertation zum Thema

„Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“

handelt es sich um meine eigenständig erbrachte Leistung.

2. Ich habe nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und mich keiner unzulässigen Hilfe Dritter bedient. Insbesondere habe ich wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken übernommene Inhalte als solche kenntlich gemacht.
3. Ich habe nicht die Hilfe einer kommerziellen Promotionsvermittlung oder -beratung in Anspruch genommen.
4. Die Bedeutung der eidesstattlichen Versicherung und der strafrechtlichen Folgen einer unrichtigen oder unvollständigen eidesstattlichen Versicherung sind mir bekannt.

Die Richtigkeit der vorstehenden Erklärung bestätige ich. Ich versichere an Eides Statt, dass ich nach bestem Wissen die reine Wahrheit erklärt und nichts verschwiegen habe.

Ort und Datum      Unterschrift