

UNIVERSITÄT HOHENHEIM
FAKULTÄT AGRARWISSENSCHAFTEN

aus dem Institut für Kulturpflanzenwissenschaften
Fachgebiet Nachwachsende Rohstoffe und Bioenergiepflanzen
Prof. Dr. Martin Elsässer

**Gesamtbetriebliche Nachhaltigkeitsanalyse von Grünlandsystemen
in der Milchviehhaltung in benachteiligten
Regionen Südwestdeutschlands**

Kumulative Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Agrarwissenschaften (Dr. sc. agr.)

vorgelegt
der Fakultät Agrarwissenschaften
der Universität Hohenheim

von
JULIANE DENTLER
geb. in Riedlingen

2020

Die vorliegende Arbeit wurde am 11. März 2020 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Promotionsausschussvorsitzender:	Prof. Dr. Stefan Böttinger
Leiterin des Kolloquiums:	Prof. Dr. Stefan Böttinger
Berichterstatter, 1. Prüfer :	Prof. Dr. Martin Elsäßer
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:	Prof. Dr. Beat Reidy
Weitere Berichter bzw. Prüfer:	Prof. Dr. Enno Bahrs
Tag der mündlichen Prüfung:	25. August 2020

Inhaltsverzeichnis

Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen.....	I
Zusammenfassung	II
Summary	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	IV
Abkürzungsverzeichnis	IV
1. Einleitung.....	1
1.1. Nachhaltigkeit als Schlagwort – Entwicklung und Bedeutung in der Landwirtschaft.....	1
1.2. Globale Entwicklungen und Trends	4
1.3. Bedeutung und Entwicklung der Milchviehhaltung und der Graslandnutzung	8
1.4. Bedeutung der weide- und graslandbasierten Milchproduktion in Baden-Württemberg.....	10
1.5. Wege zu einer gesamtgesellschaftlich nachhaltigen Landwirtschaft	12
1.6. Zielsetzung und Forschungshypothesen	14
1.7. Methode und Aufbau der Arbeit	15
1.8. Literatur	17
2. Veröffentlichungen	24
2.1. The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use.....	24
2.2. Wie nachhaltig und konkurrenzfähig ist die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Mittelgebirgslagen Süddeutschlands?.....	55
2.3. Genotype x Environment Interaction for Production Traits of German Holstein and Local Dual-purpose Vorderwald Dairy Cows under Different Feeding Systems	91
3. Übergreifende Diskussion und Schlussfolgerungen.....	116
3.1. Synthese der wichtigsten Ergebnisse	116
3.2. Methodische Herausforderungen.....	122
3.3. Die graslandbasierte Milcherzeugung als essentieller Bestandteil nachhaltiger Landwirtschaft	127
3.4. Literatur	131
4. Danksagung.....	142
5. Eidesstattliche Versicherung	143

Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen

1. *The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use*

Status: Veröffentlicht am 02.02.2020
Journal: Agroecology and Sustainable Food Systems, 44:8, 1089-1110
Autoren: Juliane Dentler, Lukas Kiefer, Theresa Hummler, Enno Bahrs,
Martin Elsässer
Link: <https://doi.org/10.1080/21683565.2020.1712572>

2. *Wie nachhaltig und konkurrenzfähig ist die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Mittelgebirgslagen Süddeutschlands?*

Status: Veröffentlicht am 20.03.2020
Journal: Berichte über Landwirtschaft, Band 98, Heft 1
Autoren: Juliane Dentler, Lukas Kiefer, Theresa Hummler, Enno Bahrs,
Martin Elsässer
Link: <https://doi.org/10.12767/buel.v98i1.264>

3. *Genotype x Environment Interaction for Production Traits of German Holstein and Local Dual-purpose Vorderwald Dairy Cows under Different Feeding Systems*

Status: Revision eingereicht am 11.07.2020
Journal: Journal of Applied Animal Research
Autoren: Juliane Dentler, Henning Hamann, Lukas Kiefer, Enno Bahrs,
Martin Elsässer, Pera Herold

Die Beiträge sind in dieser Arbeit mit einheitlicher Formatierung und Zitierweise in Kapitel 2 wiedergegeben.

Zusammenfassung

Global und regional steht die Landwirtschaft vor großen Herausforderungen. Die Reduktion von Treibhausgas- und Ammoniakemissionen, die Senkung von Nährstoffausträgen, gravierende Biodiversitätsverluste und die Ernährungssicherung erfordern dringenden Handlungsbedarf, um nachhaltige Strukturen für die Produktion landwirtschaftlicher Produkte im Allgemeinen und tierischer Produkte im Speziellen aufzudecken und Lösungsstrategien für eine effiziente Ressourcennutzung zu entwickeln. Zentrales Element einer nachhaltigen Entwicklung ist dabei die gleichgerichtete Berücksichtigung der drei Säulen der Nachhaltigkeit Ökologie, Ökonomie und Soziales. Vor diesem Hintergrund wurde das Forschungsvorhaben *Gesamtbetriebliche Nachhaltigkeitsanalyse von Grünlandsystemen in der Milchviehhaltung in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands* konzipiert.

Ziel des Forschungsvorhabens war ein Systemvergleich auf Betriebsebene, der neben den ökologischen Potentialen auch die ökonomischen und sozialen Faktoren abbildet, um das Verständnis über die Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme zu verbessern und damit zu einer optimierten Nutzung regionaler Ressourcen beizutragen. Dazu wurden grünlandbasierte, kraftfutterreduzierte Systeme der Milcherzeugung in benachteiligten Regionen und erfolgreiche Milchsysteme der ganzjährigen Stallhaltung mit hohen Einzeltierleistungen in Gunstlagen Südwestdeutschlands verglichen. Zudem wurde auch das Potential der Nutzung der regionalen Doppelnutzungsrasse Vorderwälder für grünlandbasierte, kraftfutterreduzierte Milchsysteme überprüft.

In der vorliegenden Arbeit stellten die wirtschaftlich erfolgreichsten Betriebe der grünlandbasierten Stichprobe im kalkulatorischen Betriebszweigergebnis, im Vergleich zu den konventionellen Stallhaltungsbetrieben, eine hohe Wirtschaftlichkeit unter Beweis. Dennoch wurde deutlich, dass eine ökonomisch nachhaltige Milchproduktion nicht an allen Standorten gegeben ist. Grundsätzlich können biologisch wirtschaftende Milchviehbetriebe in Grünlandregionen von hohen Ökomilchpreisen und Förderungen aus Agrarumweltmaßnahmen, verbunden mit einem hohen Einsatz von Weidegras und geringen Fremdkosten (Kraftfutter, Fremdarbeitskräfte), ökonomisch profitieren. Dies zeigte sich auch im Hinblick auf die sozialen Parameter, insbesondere in den Bereichen Stress, Freizeit und Wertschätzung der Bevölkerung und durch Berufskollegen konnte eine hohe soziale Nachhaltigkeit aufgezeigt werden.

Im Hinblick auf die Effizienzparameter schnitten die Betriebe der grünlandbasierten Stichprobe vor allem hinsichtlich der netto Lebensmittelproduktionseffizienz, mit durchschnittlich 295 % bezogen auf die Bruttoenergie, und der Nährstoffeffizienz, mit einer um 10 % höheren

Nutzungseffizienz von Stickstoff und einer um 55 % höheren Nutzungseffizienz von Phosphor, deutlich besser ab als die intensiven Stallhaltungsbetriebe. Letztere waren durch einen Stickstoffüberschuss von durchschnittlich 150 kg pro ha gekennzeichnet.

Durch die Berücksichtigung der CO₂-Speicherung in Verbindung mit der Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Allokation der Emissionen konnte für die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands außerdem ein geringerer CO₂-Fußabdruck aufgezeigt werden. Zudem konnte gezeigt werden, dass ein gleiches Fütterungssystem nicht gleichermaßen vorteilhaft für alle Rassen angewendet werden kann und das Vorderwälder-Rind im Vergleich zum Holstein-Rind besser an ein System mit Vollweide, geringem Kraftfuttereinsatz und saisonaler Abkalbung angepasst ist.

Komplexe landwirtschaftliche Prozesse führen letztendlich dazu, dass in Abhängigkeit der Produktionsverfahren und des Konsums nahezu identische Produkte stark unterschiedliche Effekte auf Umwelt, Klima, Einkommen, soziale Aspekte und Gesundheit haben. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass eine Milcherzeugung mit hohen Anteilen Dauergrünland, einer angepassten Genetik und einer sehr geringen Abhängigkeit von externen Produktionsfaktoren wie energie- und eiweißreichen Futtermitteln sowie chemisch-synthetischen Dünge und Pflanzenschutzmitteln, wesentliche Vorteile gegenüber der Milcherzeugung in intensiven Systemen hat und als ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig angesehen werden kann. Eine konsequente Umsetzung dieser Strategie hin zu Systemen, in denen kleinere, robustere Tiere einer Doppelnutzungsrasse nahezu ausschließlich auf Basis ihrer natürlichen Futtergrundlage mit einer hohen Effizienz pro Hektar Milch und Fleisch erzeugen, könnte daher ein Weg zu einer gesamtgesellschaftlich nachhaltigeren Milcherzeugung, Nutztierhaltung und Landwirtschaft im Allgemeinen darstellen.

Vor allem der ökologische Landbau wird in diesem Zusammenhang als besonders ressourcenschonend und umweltverträglich angesehen und als ein Konzept diskutiert, das die Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft verbessern soll. Für eine nachhaltige Entwicklung und Entschärfung von Zielkonflikten muss man allerdings eine Gesamtperspektive einnehmen, einzelne Aspekte der Produktion zu betrachten, reicht nicht aus.

Neben Veränderungen in der Landwirtschaft sind daher auch tiefgreifende Veränderungen im Konsumverhalten und der Verschwendung von Lebensmitteln notwendig. Dies erfordert große Anstrengungen seitens der Politik, Landwirtschaft und Gesellschaft.

Summary

Agriculture is facing major global and regional challenges. The reduction of greenhouse gas and ammonia emissions, the lowering of nutrient discharges, serious losses of biodiversity and food security require urgent action, to determine sustainable structures for the production of agricultural products in general and animal products in particular and to develop solution strategies for the efficient use of resources. A central element of sustainable development is the equal consideration of the three pillars of sustainability - ecology, economy and social aspects. Against this background, the research project *A sustainability comparison of grassland-based feeding systems for milk production in disadvantaged regions of south-west Germany* was conceived.

The aim of the research study was a system comparison at farm level, which not only shows the ecological potential but also the economic and social factors involved in order to improve the understanding of the sustainability of agricultural farm systems and thus contribute to an optimised use of regional resources. For this purpose, grassland-based, concentrate feed-reduced systems of milk production in disadvantaged regions and successful milk systems of year-round barn management with high individual animal performance in favoured areas of south-west Germany were compared. In addition, the potential of using the regional dual-purpose breed Vorderwald for grassland-based, concentrate feed-reduced milk systems was examined. In the present study, the economically most successful farms of the grassland-based sample displayed a high economic efficiency in the calculated management income compared to conventional dairy farms. Nevertheless, it became clear, that economically sustainable milk production is not given at all locations. In principle, organic dairy farms in grassland regions can profit economically from high prices for organic milk together with subsidies from agri-environmental measures combined with a high use of pasture grass and low external costs (concentrated feed, external labour). This was also evident with regard to the social parameters, especially in the areas of stress, leisure time and appreciation by the population and by colleagues, a high degree of social sustainability was demonstrated.

With regard to the efficiency parameters, the farms of the grassland-based sample performed significantly better than the intensive dairy farms, especially with regard to the net food conversion efficiency, with an average of 295 % related to gross energy, and the nutrient efficiency, with a 10 % higher use efficiency of nitrogen and a 55 % higher use efficiency of phosphorus. The latter were characterised by an average nitrogen surplus of 150 kg per ha.

By taking into account the CO₂-storage in conjunction with the integration of ecosystem services in the allocation of emissions, it was also possible to demonstrate a lower carbon footprint for grassland-based milk production in disadvantaged regions of southwest Germany. Furthermore, it could be shown that the same feeding system cannot be applied equally beneficially for all breeds and that Vorderwald cattle are better adapted to a system with full pasture, low concentrated feed input and seasonal calving compared to Holstein cattle.

Complex agricultural processes ultimately mean that, depending on production methods and consumption, almost identical products have very different effects on the environment, climate, income, social aspects and health.

The present study shows that milk production with a high proportion of permanent grassland, adapted animal genetics and a very low dependence on external production factors such as energy- and protein-rich fodder as well as chemical synthetic fertilizers and pesticides, has significant advantages over milk production in intensive systems and can be regarded as economically, ecologically and socially sustainable. A consistent implementation of this strategy towards systems in which smaller, more robust animals of a dual-purpose breed produce milk and meat almost exclusively on the basis of their natural feed base with a high efficiency per hectare could therefore indicate a direction towards more sustainable milk production, livestock farming and agriculture in general.

In this context, organic farming is seen as particularly resource-saving and environmentally compatible and is discussed as a concept to improve sustainability in agriculture. For sustainable development and defusing conflicts of objectives, however, an overall perspective must be adopted; looking at individual aspects of production is not sufficient.

In addition to adjustments in agriculture, far-reaching changes in consumer behaviour and food waste are necessary. This will require considerable political will and cooperation at farm and society level.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zieldreieck der Nachhaltigkeit.....	3
Abbildung 2: Benachteiligte Gebiete in Baden-Württemberg, neue Kulisse 2019.....	11

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schlüsselindikatoren innerhalb der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung im Bereich Landwirtschaft.....	3
Tabelle 2: Globale Produktion und jährliche Wachstumsrate tierischer Produkte.....	5

Abkürzungsverzeichnis

BZA	Betriebszweigauswertung
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ eq	CO ₂ -Äquivalent, CO ₂ equivalent
EU	Europäische Union
ECM	Energy Corrected Milk
FAKT	Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
Ha	Hektar
LCA	Life Cycle Assessment
LEL	Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
SDG	Sustainable Development Goal
TM	Trockenmasse
TMR	Totale Mischration
UN	United Nations

Die Verzeichnisse beziehen sich ausschließlich auf die Kapitel 1 und 3.
Literaturverzeichnisse sind jeweils am Ende eines Kapitels angegliedert.

1. Einleitung

Zu Anfang der vorliegenden kumulativen Dissertation werden die grundlegende Thematik und damit einhergehende Zusammenhänge skizziert. Anschließend werden die Forschungslücke und die daraus resultierende Zielsetzung sowie die untersuchten Forschungshypothesen vorgestellt.

1.1. Nachhaltigkeit als Schlagwort – Entwicklung und Bedeutung in der Landwirtschaft

Der Begriff *Nachhaltigkeit* wird von vielen Akteuren und in vielerlei Zusammenhängen als Schlagwort benutzt. Zunächst soll deshalb die Frage geklärt werden, was unter Nachhaltigkeit zu verstehen ist und welche Rolle die Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft einnimmt.

In deutschem Kontext wird der Ursprung des Begriffs Nachhaltigkeit auf das 17. und 18. Jahrhundert zurückdatiert und galt dort maßgeblich für die Nutzung der Wälder nach dem Konzept von Hans Carl von Carlowitz, Oberhauptmann aus Freiberg (Sachsen). Im Jahr 1713 legte er in seinem Werk *Sylvicultura oeconomica* fest, dass nur so viel Holz geschlagen werden sollte, wie durch Aufforstung und natürliche Verjüngung nachwachsen konnte. Damit legte er den Grundstein für den Begriff der Nachhaltigkeit und begegnete dem damaligen Problem, dass für den bedeutenden Rohstoff Holz weite Flächen entwaldet wurden und in der Folge verödeten.

Im internationalen Bereich wird der Ursprung des Begriffs im Bericht des *Club of Rome* (1972) und des *Brundtland-Bericht* der Vereinten Nationen (1987) gesehen. Die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen, unter Vorsitz von Gro Harlem Brundtland, veröffentlichte 1987 einen Bericht für eine nachhaltige Entwicklung der Staatengemeinschaft. Darin verknüpft sind gesellschaftliche Themen wie Armut, Bevölkerungswachstum, Landnutzung, Ressourcenknappheit, Umweltzerstörung und Entwicklung. Die darin begründete Definition von nachhaltiger Entwicklung ist bis heute allgemein anerkannt:

„Nachhaltige Entwicklung ist eine Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (United Nations World Commission on Environment and Development, 1987).

Nachfolgend wurde für 1992 eine Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro (Brasilien) einberufen. Inhaltlich wurde eine Verflechtung von wirtschaftlicher Entwicklung, Umweltschutz und gesellschaftlichem Wohlergehen hergestellt und mündete in der *Agenda 21* (United Nations, 1992). Um die beschlossenen Entwicklungen voranzubringen, fand zehn Jahre nach dem Erdgipfel in Rio de Janeiro im Jahr 2002 der *Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung* in Johannesburg (Südafrika) statt. Hier wurden die UN-Millenniumentwicklungsziele definiert, diese enthalten auch zentrale Forderungen an die Landwirtschaft:

„Der Landwirtschaft kommt eine entscheidende Rolle bei der Deckung des Bedarfs einer wachsenden Weltbevölkerung zu und sie ist auf untrennbare Weise mit der Bekämpfung der Armut, insbesondere in den Entwicklungsländern, verbunden“ (United Nations Millennium Declaration).

Um den Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung global abgestimmt zu begegnen, hat die Weltgemeinschaft im Jahr 2015 die UN-Agenda 2030 verabschiedet - einen Fahrplan für die Zukunft (United Nations, 2015). Darin enthalten sind 17 globale Ziele für nachhaltige Entwicklung, die sogenannten *Sustainable Development Goals* (SDGs). Im Laufe der Zeit hat sich der Begriff Nachhaltigkeit damit immer weiter zu einem Gesamtkonzept entwickelt. Zentrales Element einer nachhaltigen Entwicklung ist daher die gleichgerichtete Berücksichtigung der drei Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales. Als nachhaltig gilt heute weltweit eine wirtschaftlich leistungsfähige, sozial ausgewogene und ökologisch verträgliche Entwicklung (Kernbotschaft der Agenda 2030) (United Nations, 2015).

Am 11. Januar 2017 schließlich hat die Bundesregierung eine nationale Umsetzung der UN-Agenda 2030 und Neuauflage der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen, die an die Definition der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Kommission) von 1987 anknüpft. Darin enthalten sind Grundregeln der Nachhaltigkeit und Regeln der Nachhaltigkeit für einzelne Handlungsbereiche:

„Eine nachhaltige Landwirtschaft muss produktiv und wettbewerbsfähig und gleichzeitig umweltverträglich sein sowie die Anforderungen an eine artgemäße Nutztierhaltung und den vorsorgenden, insbesondere gesundheitlichen Verbraucherschutz beachten“ (Deutschen Bundesregierung, 2016).

Außerdem wird eine nachhaltige, resiliente und zugleich innovative und produktive Landwirtschaft als Schlüssel für die globale Ernährungssicherung gesehen, weshalb Aspekte der Ernährungssicherung und der Landwirtschaft in einem eigenständigen SDG verankert wurden. Obwohl heute unstrittig ist, dass eine nachhaltige Entwicklung auf wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Zielen beruht, kann es zu erheblichen Zielkonflikten kommen. Eine zentrale Frage ist daher wie die Ziele gemessen und gewichtet werden sollen, wobei die planetaren Belastbarkeitsgrenzen den Handlungsspielraum vorgeben (vgl. Abbildung 1) (Rockström et al. 2009).

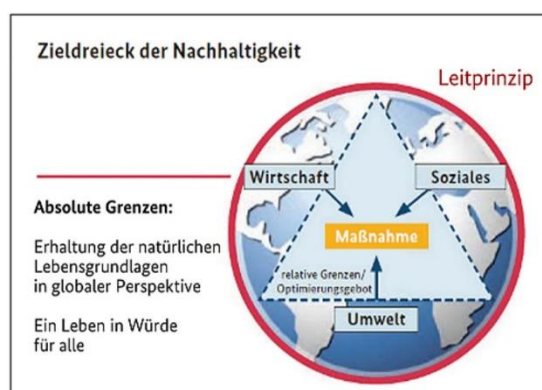


Abbildung 1: Zieldreieck der Nachhaltigkeit (Deutschen Bundesregierung, 2016)

Innerhalb der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wird eine nachhaltige Entwicklung im Bereich Landwirtschaft anhand des Stickstoffüberschuss und am Anteil des Ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche bewertet (Deutschen Bundesregierung, 2016) (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Schlüsselindikatoren innerhalb der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung im Bereich Landwirtschaft (Deutschen Bundesregierung, 2016)

Nr.	Indikatorenbereich Nachhaltigkeitspostulat	Indikatoren	Ziele
SGD 2. Den Hunger beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft fördern			
2.1.a	Landwirtschaftung <i>In unseren Kulturlandschaften umweltverträglich produzieren</i>	Stickstoffüberschuss	Verringerung der Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz für Deutschland auf 70 Kilogramm je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche im Jahresmittel 2028 – 2032.
2.1.b		Ökologischer Landbau	Erhöhung des Anteils des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf 20 Prozent in den nächsten Jahren

Zudem ist der Bereich Landwirtschaft in zahlreichen weiteren SDGs enthalten, beispielsweise in den Bereichen Luftbelastung, Gewässerqualität, Ressourcenschonung, Erneuerbare Energien, Klimaschutz, Artenvielfalt und Ökosysteme (Deutschen Bundesregierung, 2016). Insgesamt gehen von der Landwirtschaft und dem Nahrungsmittelbereich komplexe und tiefgreifende ökologische, ökonomische und soziale Wirkungen aus. Die Landwirtschaft im Gesamten steht daher im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung global und regional vor großen Herausforderungen:

- (1) Die Landwirtschaft muss den Bedarf an Nahrung und nachwachsenden Ressourcen für eine wachsende Weltbevölkerung mit sich veränderndem Konsumverhalten decken und bei der Bekämpfung der Armut in Entwicklungsländern helfen.
- (2) Gleichzeitig darf die Landwirtschaft nichterneuerbare Ressourcen und Land nicht weiter verknappen und
- (3) sie soll die Umwelt, das Klima und die biologische Vielfalt schützen.

1.2. Globale Entwicklungen und Trends

(1) Landwirtschaft und die Produktion von Nahrungsmitteln, Rohstoffen und Energie

Landwirtschaftliche Produkte dienen als Nahrungsmittel zur menschlichen Ernährung, Futtermittel für die tierische Erzeugung, Rohstoffe für die Industrie und zur Energieerzeugung. Der weltweite Bedarf wird durch verschiedene Faktoren gesteuert, dazu zählen die Bevölkerung, das Einkommen, die Preise, politische Instrumente und Präferenzen der Konsumenten (OECD/FAO 2019). Die Weltbevölkerung betrug 2019 rund 7,7 Milliarden Menschen. Prognosen zufolge müssen im Jahr 2050 zwischen 9,4 und 10,1 Milliarden Menschen weltweit ernährt und versorgt werden (UN DESA, 2019). Gleichzeitig wird prognostiziert, dass das durchschnittliche globale Bruttoinlandsprodukt pro Kopf bis 2050 um das 1,8-fache wachsen wird und damit weiterhin der Wohlstand und die Nachfrage nach qualitativ höherwertigen Lebensmitteln. Insbesondere die weltweite Nachfrage nach tierischem Eiweiß (Fleisch, Milch, Eier) ist dadurch bereits zwischen 1963 und 2007 um 2,2 % pro Jahr gewachsen und wird bis 2050 mit 1,2 % pro Jahr weiterhin wachsen (Alexandratos und Bruinsma, 2012).

Im Bericht *World Agriculture towards 2030/2050* (Alexandratos und Bruinsma, 2012) werden zukünftige Trends der globalen Nahrungsmittelnachfrage und ihre Dynamik aufgezeigt. Insgesamt wird die Wachstumsrate der Weltbevölkerung deutlich abnehmen (von 1,7 % pro Jahr zwischen 1963 und 2007 auf 0,75 % bis 2050) und parallel auch die Wachstumsrate des Bedarfs an landwirtschaftlichen Produkten von 2,2 % pro Jahr zwischen 1963 und 2007 auf 1,1 % bis

2050 (beinhaltet jegliche Form der Nutzung, daher Lebensmittel, Futter, Saatgut, Industrierohstoffe sowie Verluste und Verschwendung). Während in den entwickelten Ländern der Welt die Bevölkerung und der Bedarf an landwirtschaftlichen Produkten abnimmt, wird parallel davon ausgegangen, dass nicht alle Entwicklungs- und Schwellenländer, im Speziellen Indien, einen hohen Bedarf an tierischem Eiweiß vergleichbar zur westlichen Ernährungsweise erreichen werden. Insbesondere in den Bereichen Subsahara-Afrika und Südasien wird zukünftig ein deutlich höherer Lebensstandard und Bedarf erwartet. Die Wissenschaftler schlussfolgern, dass die angekündigte *Livestock Revolution* sich ab jetzt eher langsam vorwärtsbewegen wird, nachdem der große Schub durch China schwächer wird.

Obwohl die prognostizierte Wachstumsrate des globalen Bedarfs an landwirtschaftlichen Produkten bei nur 1,1 % pro Jahr zwischen 2005 und 2050 liegt, bedeutet das, dass die globale Produktion landwirtschaftlicher Produkte im Jahr 2050 60 % höher sein muss als im Jahr 2005 um den prognostizierten Bedarf zu decken. Für einzelne Produkte und Länder sind die absoluten Zahlen, die damit verbunden sind, daher substantiell (vgl. Tabelle 2). Der Bedarf an Milch wird laut Prognosen von 664 Millionen Tonnen im Jahr 2005 auf 1.077 Millionen Tonnen im Jahr 2050 ansteigen, das entspricht einer jährlichen Wachstumsrate von 1,1 %. Dabei wird erwartet, dass nicht nur der Bedarf, sondern auch die Produktion vor allem in Entwicklungsländern steigen wird und damit deren Anteil an der weltweiten Milchproduktion von 46 % im Jahr 2005 auf 61 % im Jahr 2050 ansteigen wird.

Tabelle 2: Globale Produktion und jährliche Wachstumsrate tierischer Produkte (Alexandratos und Bruinsma, 2012)

	1961/1963	2005/2007	2050	1961- 2007	1987- 2007	1997- 2007	2005/2007- 2050
	In Millionen Tonnen			Jährliche Wachstumsrate (%)			
Fleisch gesamt	72	258	455	2,9	2,5	2,2	1,3
Rind	30	64	106	1,6	0,9	1,2	1,2
Schaf	6	13	25	1,7	1,8	2,1	1,5
Schwein	26	100	143	3,1	2,3	1,7	0,8
Geflügel	9	82	181	5,2	4,7	3,9	1,8
Milch	344	664	1.077	1,4	1,3	2,2	1,1
Eier	14	62	102	3,5	3,3	2,3	1,1

Der Großteil der konsumierten Lebensmittel wird derzeit lokal produziert (Alexandratos und Bruinsma, 2012). In Abhängigkeit der Waren und Länder werden durchschnittlich 19 % der weltweit produzierten landwirtschaftlichen Produkte international gehandelt. Annähernd

90 % der jährlich erwarteten Produktionssteigerung wird damit zukünftig in Entwicklungsländern stattfinden (Alexandratos und Bruinsma, 2012). Für die Erzeugung von tierischen Produkten bedeutet das, dass die jährlich erwartete Wachstumsrate in Entwicklungsländern im Zeitraum von 2030 bis 2050 1,3 % betragen wird (2,6 % in Subsahara-Afrika und 2,2 % in Süd-asien) und in entwickelten Ländern nur 0,2 %. Parallel dazu wird auch die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Entwicklungsländern bis 2050 um 0,24 % pro Jahr ausgedehnt, mit deutlichen Schwerpunkten in den Regionen Subsahara-Afrika und Lateinamerika, während sie im gleichen Zeitraum in den entwickelten Ländern pro Jahr um 0,14 % abnehmen wird.

Global wären bereits heute genügend Lebensmittel vorhanden, um den Bedarf an landwirtschaftlichen Produkten zu decken und die Nachhaltigkeitsziele zur Beendigung von Hunger und Mangelernährung zu erreichen (Alexandratos und Bruinsma, 2012). Ungleiche Voraussetzungen für die Produktion von Nahrungsmitteln sowie Preisverzerrungen, kontraproduktive Exportbeschränkungen, schlechte Infrastruktur, mangelnde Lagerfähigkeit, Landnahmen und teure Produktionsmittel sowie die Ungleichverteilung von Lebensmitteln und Ressourcen durch limitierten Zugang und Armut, führen aber dazu, dass weltweit immer noch 820 Millionen Menschen unter Mangelernährung leiden (FAO, IFAD, UNICEF, WFP und WHO 2019; Neubert, 2012). Über 50% und damit die größte Gruppe der weltweit Hungernden sind Kleinbauern in Afrika und Asien (Neubert, 2012). Gleichzeitig werden jährlich ca. 30 % der weltweit produzierten Lebensmittel (1,3 Milliarden Tonnen im Wert von 1 Billion US-Dollar) weggeworfen (FAO 2014; Gustavsson et al. 2011).

(2) Landwirtschaft und Ressourcenverbrauch

Den Ansprüchen an die landwirtschaftliche Produktion steht ihr Ressourcenverbrauch gegenüber. Durch die Ausdehnung und Intensivierung der Landwirtschaft sind die Ressourcen Wasser und Boden bereits heute sehr beansprucht und werden knapper, sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht (Alexandratos und Bruinsma, 2012). Weltweit dienen 12 % der Landfläche als Ackerland, weitere 26 % sind Grasland. Insgesamt werden 38 % der Landfläche für die landwirtschaftliche Produktion genutzt (FAO, 2018). Durch Waldrodung, Flächenumnutzung und Intensivierung der Produktion verändert die landwirtschaftliche Nutzung Ökosysteme tiefgreifend (Foley et al. 2005). Tatsächlich wurden weltweit bereits 70 % der Grünlandflächen, 50 % Savannen, 45 % der Laub- und Nadelwälder und 27 % der tropischen Regenwälder für die landwirtschaftliche Produktion gerodet oder umgenutzt (Ramankutty et al. 2008; Ramankutty und Foley, 1999). Seit 1963 wurde die Produktivität der landwirtschaftlichen Flächen vor allem durch einen intensiven Einsatz von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln,

züchterisch bearbeiteten Genotypen und Bewässerung deutlich erhöht (*Green Revolution*) (Kopittke et al. 2019). Neben Fläche werden derzeit weltweit 70 % der Frischwasserressourcen für den Agrarsektor benötigt (WWAP, 2015). Ein weiter steigender Bedarf nach landwirtschaftlichen Produkten wird auch den Druck auf Ressourcen weiter erhöhen.

(3) Landwirtschaft und Umweltschutz

Die Ressourcennutzung durch die Landwirtschaft ist mit immensen Belastungen für die Umwelt verbunden, die unsere Ökosysteme dauerhaft verändern. So ist die Landwirtschaft für 30-35 % der globalen Treibhausgasemissionen verantwortlich (Foley et al. 2011). In Europa trägt der landwirtschaftliche Sektor zu 12 % der Treibhausgasemissionen bei und entlässt zudem zahlreiche weitere Stoffe in die Umwelt (Leip et al. 2015). Der globale Einsatz von Düngemitteln hat sich in den letzten 50 Jahren um 500 % gesteigert, beim Stickstoffeinsatz beträgt die Steigerungsrate sogar 800 % (Foley et al. 2011). Durch einen ineffizienten Einsatz und komplexe Prozesse wird ein hoher Anteil von über 50 % regelmäßig nicht von Pflanzen aufgenommen und gelangt über Auswaschung und Gase in Ökosysteme (Vergé et al. 2007). Dies hat gravierende Auswirkungen auf deren Funktionalität und trägt zu 59 % zur Wasserverschmutzung durch Stickstoff bei (Leip et al. 2015). Weltweit gelten 33 % der landwirtschaftlich genutzten Böden durch Erosion, Versalzung, Versauerung, Verschmutzung oder Verdichtung als mittel bis stark degradiert (FAO und ITPS, 2015). In der EU werden die Umweltkosten der landwirtschaftlich bedingten Stickstoffverluste auf 70-320 Milliarden Euro pro Jahr geschätzt (Sutton et al. 2011).

Insgesamt sind die wissenschaftlich definierten planetaren Belastbarkeitsgrenzen heute teilweise deutlich überschritten (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015). Maßgeblich mitverursacht durch die Landwirtschaft, hat sich die Menschheit im Hinblick auf die Intaktheit der Biosphäre, durch den Rückgang der biologischen Vielfalt sowie im Hinblick auf die Störung der biochemischen Flüsse der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bereits weit vom sicheren Handlungsspielraum entfernt und setzt sich einem hohen Risiko für gravierende und unumkehrbare Folgen aus (Campbell et al. 2017; Steffen et al. 2015). Allein die Geschwindigkeit des Artensterbens ist heute 100 bis 1.000-mal höher als der Wert der als natürlich angesehen werden könnte (Rockström et al. 2009). Auch in den Bereichen Klimawandel und Landnutzungswandel wurde der sichere Handlungsspielraum verlassen, an dessen Stelle tritt ein erhöhtes Risiko für gravierende Folgen (Steffen et al. 2015).

1.3. Bedeutung und Entwicklung der Milchviehhaltung und der Graslandnutzung

Global gesehen werden 35 % der Trockenmasseproduktion von Ackerflächen in der Tierproduktion verfüttert. In Europa werden zur Produktion von tierischem Eiweiß sogar 60 % der Erzeugnisse von Ackerflächen genutzt. Zusammen mit der Graslandnutzung dienen damit weltweit 75 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Erzeugung von tierischen Produkten (Foley et al. 2011). In Deutschland dienen ca. 60-70 % aller landwirtschaftlichen Flächen der Futtererzeugung (WBA, 2015). Die Nutztierhaltung hat damit global und regional einen enormen Einfluss auf den Ressourcenverbrauch, die Umwelt, Ökosysteme und die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft im Allgemeinen (Leip et al. 2015; Steinfeld et al. 2006). Die Bedeutung der Nutztierhaltung im Kontext einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und Entwicklung zur Erreichung der politischen Nachhaltigkeits- Umwelt- und Naturschutzziele hat daher einen zentralen Stellenwert in der aktuellen politischen, gesellschaftlichen und landwirtschaftlichen Diskussion und bedarf daher einer gesonderten Betrachtung.

Das Ziel, den stetig steigenden Bedarf an landwirtschaftlichen Produkten und insbesondere nach tierischem Eiweiß zu decken, hat in der Vergangenheit die landwirtschaftliche Agenda dominiert. Überwiegend hat man sich dabei auf die Steigerung der Produktivität pro Tier oder pro Hektar konzentriert.

Im Jahr 2019 entfallen insgesamt 28 % des Weltmilchhandels auf die EU. Im Vergleich der europäischen Länder ist Deutschland der größte Milchproduzent mit einem Anteil von 20 % der mengenmäßigen Milchproduktion in der EU-28 (Deutscher Bauernverband, 2019).

Entsprechend orientiert sich das unternehmerische Handeln von Milchproduzenten in vielen Regionen Mitteleuropas und Deutschlands heute an der einseitigen Betrachtung der Jahresmilchleistung pro Kuh, in Verbindung mit steigenden Herdengrößen. Die Intensivierung, basierend auf technischem Fortschritt, einem enormen Zuchtfortschritt in der Rinderzucht, einem deutlich gestiegenen Einsatz von Energie- und Eiweißfuttermitteln, einem besseren Herden- und Produktionsmanagement und einer höheren Düngungs- und Nutzungshäufigkeit des Grünlands führten zu steigenden Erträgen, größeren Viehbeständen, verbesserten Futterqualitäten und sehr viel höheren Milchleistungen (BMELV, 2010).

Damit einhergehend fand ein enormer Strukturwandel in der Landwirtschaft statt. Einem Rückgang der Milchviehbetriebe in Deutschland im Zeitraum zwischen 1999 und 2019 von 138.500 auf 61.100 stehen Milchleistungssteigerungen von 5.909 kg auf 7.980 kg pro Kuh und

Jahr gegenüber (Deutscher Bauernverband, 2019; BMELV, 2019). Herdenleistungen von über 10.000 kg Milch pro Kuh und Jahr sind nicht mehr außergewöhnlich.

Mit der Leistung sind aber auch die Ansprüche der modernen Leistungskuh an Nährstoff- und Energiegehalte des Futters stark gestiegen. Entsprechend hat sich ein Produktionssystem mit ganzjähriger Stallhaltung und TMR-Fütterung, bestehend aus energie- und eiweißreichen Kraftfuttermitteln und dem ertragsstarken und gut technisierbaren Silomais, durchgesetzt (High-Input-System) (Stehle et al. 2006; DAFA 2015). Zusätzlich zur inländischen Futtererzeugung basiert das System auf wesentlichen Futtermittelimporten. Im Jahr 2017 wurden laut Statistischem Bundesamt (2019a) ca. 2,5 Mio ha außerhalb Deutschlands für die Erzeugung von Futter belegt. Davon beträgt die Flächenbelegung für importiertes Kraftfutter, insbesondere Soja und Raps, ca. 2,0 Mio ha.

Die Intensivierung und Konzentration der Milchproduktion durch die stetig steigende Milchleistung der Kühe und deren Anforderungen an die Futterqualität veränderten auch die Bedeutung der Rassen und erhöhten den Einsatz intensiv züchterisch bearbeiteter spezialisierter Hochleistungsrassen, wie z.B. dem Holsteinrind. Lokale, traditionell genutzte Doppelnutzungsrassen, die robuster aber auch leistungsschwächer sind, wurden hingegen sukzessive verdrängt oder mit verschiedenen leistungsstärkeren Rassen verpaart (Hartwig 2014).

Bei der betonten Selektion auf Milchleistung ist die korrelierte Futteraufnahme aber nicht proportional gestiegen und ist, speziell in der Früh-laktation und auf Basis von Graslandaufwüchsen, häufig nicht ausreichend, um die Energieansprüche der Leistungskuh zu decken (Dillon et al. 2006). Die Deckung des Energiedefizits erfolgt durch die Mobilisation von Körperreserven. Daraus ergeben sich direkte und indirekte gesundheitliche Konsequenzen, wie Leberverfettung, Ketose, Insulinresistenz, Fruchtbarkeitsstörungen, Subakute Pansenazidose und Immunsuppression (Martens, 2012). Gerade bei den Holsteinkühen sind das oft Ursachen für hohe Abgangsraten und eine geringe Nutzungsdauer (Brade, 2016). Sowohl aus physiologischer als auch aus ökonomischer Sicht ist die derzeitige Nutzungsdauer bei Milchkühen (Herdbuchkühe der Rasse Holstein und Fleckvieh) mit durchschnittlich 3,0 Laktationen (ASR, 2016) viel zu gering (Brade et al. 2016; DGfZ, 2013). Am höchsten ist der Abgang mit 30 % bei Jungkühen in der ersten Laktation. Der physiologische Leistungsanstieg, verbunden mit einem Leistungsoptimum der Kühe in der 4. - 6. Laktation, wird damit derzeit nur ungenügend ausgeschöpft (Brade et al. 2016). Das frühzeitige Ausscheiden der Kühe aus dem Produktionsprozess, infolge zahlreicher und ganz unterschiedlicher Erkrankungen, ist ohne Zweifel ein multifaktorielles Geschehen. Der negativen Energiebilanz kommt aber eine überragende Bedeutung zu (Mar-

tens, 2012; DGfZ, 2013). Die negative Energiebilanz dürfte somit direkt oder indirekt eine Erklärung für die wiederholt aufgezeigten und z.T. sehr hohen genetischen Korrelationen zwischen der Milchleistung und Erkrankungen wie Ketose, Mastitis, Ovarerkrankungen und Lahmheiten bieten (Berry et al. 2011; Brade et al. 2016).

Auch der entscheidende Vorteil des Wiederkäuers, aus der für die menschliche Ernährung nicht dienlichen Ressource Gras qualitativ hochwertige Lebensmittel zu generieren, geht mit dem Einsatz moderner Leistungsrassen und einem hohen Einsatz energie- und eiweißreicher Kraftfuttermittel zur Deckung der hohen Management- und Fütterungsansprüche zunehmend verloren (Wilkinson und Lee 2018; Ertl et al. 2015).

Letztendlich bedeuteten diese Entwicklungen seit langem eine Abkehr von der extensiven Grünlandnutzung und der Weidehaltung von Milchkühen und damit einerseits eine Intensivierung und andererseits eine Nutzungsaufgabe von Flächen, die für die Gesellschaft einen hohen Wert haben. Damit einhergehend war ein gravierender Verlust der Vielgestaltigkeit und Artenvielfalt im Dauergrünland festzustellen (Naturkapital Deutschland - TEEB DE 2016). Betroffen sind alle drei Aspekte der Biodiversität, die Vielfalt der Habitate, die Vielfalt der Arten und die genetische Vielfalt (Feindt et al. 2018). Insgesamt 88 % der Biotoptypen des Grünlands gelten als vollständig vernichtet oder stark gefährdet (Feindt et al. 2018; Finck, 2017).

Die genannten Entwicklungen haben letztendlich auch dazu geführt, dass die Belastungsgrenzen der regionalen und weltweiten Ökosysteme erreicht sind (Foley et al. 2011). Ausgehend von der Gesamtbelastung der Ökosysteme durch die Landwirtschaft, ist die Nutztierhaltung in Europa für 78 % des Verlusts der terrestrischen Biodiversität, 80 % der Bodenversauerung und Luftverschmutzung, 81 % der globalen Erwärmung und 73 % der Wasserverschmutzung verantwortlich (Leip et al. 2015).

1.4. Bedeutung der weide- und graslandbasierten Milchproduktion in Baden-Württemberg

In Deutschland betrug die Dauergrünlandfläche im Jahr 2018 4,7 Mio. ha (28 % der LF), wovon 2,66 Mio ha (16 % der LF) als Weiden, Mähweiden und Almen genutzt wurden (Statistisches Bundesamt, 2019b). Der Dauergrünlandanteil in Baden-Württemberg lag mit 39 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (545.000 ha LF) im Jahr 2018 deutlich höher (Statistisches Landesamt, 2018). Viele Grünlandflächen in Baden-Württemberg befinden sich allerdings auf sogenannten *ungünstigen Standorten*, deren Nutzung entweder nur schwierig mechanisierbar oder mit erheblichen strukturellen Einschränkungen verbunden ist (Elsässer 2015).

Nach der Neuabgrenzung der Gebietskulisse ab dem Jahr 2019 nehmen Berggebiete rund 112.000 ha LF ein und Gebiete mit naturbedingten Nachteilen rund 445.000 ha LF (Ackerland und Grünland) (vgl. Abbildung 2).

Davon sind in Berggebieten 84 % (93.957 ha) und in den Gebieten mit naturbedingten Nachteilen 55 % (246.476 ha) Dauergrünland (LEL, 2019). Insgesamt befinden sich damit nach der Neuabgrenzung in Baden-Württemberg ca. 62 % des gesamten Dauergrünlandes in benachteiligten Gebieten. Zudem sind in Baden-Württemberg über 67.000 ha als FFH-Mähwiesen kartiert, das entspricht knapp 40 % der Mähwiesenfläche Deutschlands (LAZBW, 2018).

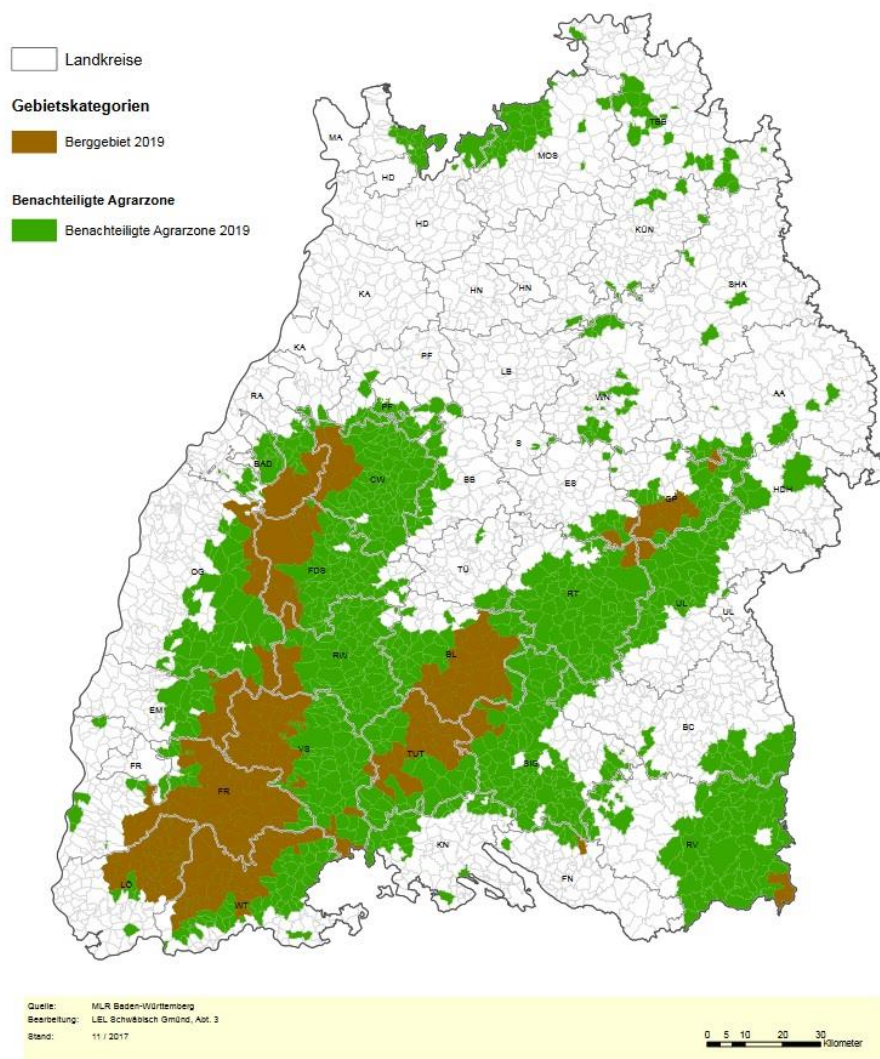


Abbildung 2: Benachteiligte Agrarzone und Berggebiete in Baden-Württemberg, Neue Kulisse 2019 (MLR Baden-Württemberg).

Die Vielfalt an standörtlichen Bedingungen und Maßnahmen der landwirtschaftlichen Nutzung ist maßgebend für die Vielgestaltigkeit des Dauergrünlands. Regelmäßigen Weidegang hatten bei der letzten Landwirtschaftszählung im Jahr 2010 insgesamt 42 % der deutschen Milchkühe. Allerdings wurde im Rahmen dieser Erhebung als Mindestmaß für die Zuordnung

zu Weidegang eine tägliche Weidedauer von zwei Stunden pro Tag angesetzt, eine Mindestdauer im Jahresverlauf wurde nicht definiert (Weiß, 2014). In Baden-Württemberg lag der Wert zum Erhebungszeitraum bei 28 % (Statistisches Bundesamt, 2011). Mit dem Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT) wurde in Baden-Württemberg die Förderung von Agrarumweltmaßnahmen fortgesetzt. Ziel ist insbesondere der Erhalt und die Pflege der Kulturlandschaft, der Schutz des Klimas und der natürlichen Ressourcen Wasser, Boden, Luft, der Erhalt und die Verbesserung der Biodiversität sowie die Förderung der artgerechten Tierhaltung. Neuere Hinweise zur Weidehaltung kann daher die Teilnahme an den FAKT-Maßnahmen Silageverzicht im gesamten Unternehmen (Heumilch) und die Sommerweideprämie geben (MLR, 2016). Landesweit waren es 2015 insgesamt 7.665 Antragssteller mit 349.581 Milchkühen. Eine Prämie für Silageverzicht wurde im Antragsjahr 2015 landesweit an 176 Antragssteller ausgezahlt. Die Sommerweideprämie erhielten 1.638 Betriebe, das sind ca. 21 % der antragsstellenden Milchviehhalter in Baden-Württemberg (Landtag von Baden-Württemberg, 2016).

Insgesamt erfüllt speziell die Weidewirtschaft in benachteiligten Regionen, aber auch die Grünlandnutzung im Allgemeinen, wichtige gesellschaftliche Funktionen. So sind diese Flächen ein bedeutender Lebensraum für eine Vielzahl an Tier- und Pflanzenarten und erbringen wichtige Umweltgüter (Ökosystemdienstleistungen), die nicht anderweitig herstellbar sind und eine allgemein hohe ökologische und gesellschaftliche Bedeutung bezüglich Klima-, Umwelt-, Kultur- und Naturschutz haben (Naturkapital Deutschland - TEEB DE 2016).

Zu diesen Leistungen gehören Prozesse, die zur Regulierung des Wassers beitragen, Bodendegradation verhindern und zudem Treibhausgasemissionen und Nährstoffausträge mindern. Darüber hinaus hat das Grünland eine wichtige Funktion zum Erhalt der biologischen Artenvielfalt und trägt als wichtiges Element zu einer strukturierten und multifunktionalen Kultur- und Erholungslandschaft in ländlichen Räumen bei (Naturkapital Deutschland - TEEB DE 2016; Millennium Ecosystem Assessment 2005). Dabei ist der Erhalt von Grünland stets an eine Nutzung gebunden. Ohne eine Nutzung würde Grünland im Zuge der Sukzession verbuschen und bewalden. Die Zukunft des Grünlands liegt daher insbesondere in der Verantwortung der Landwirtschaft und der Haltung von Wiederkäuern (Gerowitt et al. 2013).

1.5. Wege zu einer gesamtgesellschaftlich nachhaltigen Landwirtschaft

Die Ursachen mangelnder Nachhaltigkeit sind vielfältig und das Risiko für weitreichende negative Auswirkungen auf Ökosysteme und das menschliche Leben nimmt dramatisch zu. Nie

war der Bedarf daher größer, nachhaltige Strukturen für die Produktion und den Konsum landwirtschaftlicher Produkte im Allgemeinen und tierischer Produkte im Speziellen aufzudecken und Lösungsstrategien für eine effiziente Ressourcennutzung zu entwickeln.

Zukünftige Strategien müssen aus gesellschaftlicher Sicht dabei vor allem umweltverträglich sein und im Besonderen ihre Auswirkungen auf Ökosysteme, das Klima und die Nährstoffkreisläufe auf ein Minimum reduzieren. Einige Studien aus der jüngeren Vergangenheit zeigen dabei Wege zu einer gesamtgesellschaftlich nachhaltigen Landwirtschaft auf (Pulina et al. 2017; Muller et al. 2017; Schader et al. 2015; Herrero et al. 2015; Foley et al. 2011; Godfray et al. 2010; Steinfeld et al. 2006). Auf Betriebsebene ist für nachhaltige Lösungsstrategien vor allem entscheidend, ob alle drei Säulen der Nachhaltigkeit gleichermaßen erfüllt werden können und Zielkonflikte vermeidbar sind. Weitere Studien konnten zeigen, dass die grünlandbasierte und kraftfutterreduzierte Milchproduktion mit Weidegang von Milchkühen, im Vergleich zu intensiver ganzjähriger Stallhaltung für die Umwelt und ihre Funktionen vorteilhaft ist (Gerowitt et al. 2013) und gleichzeitig ökonomisch konkurrenzfähig sein kann (Kiefer, 2014). Darüber hinaus kann sie maßgeblich zur Netto-Lebensmittelproduktion beitragen (Ertl et al. 2015), einen positiven Beitrag zum Tierwohl leisten (Wätzold et al. 2015; Battaglini et al. 2014), von Verbrauchern wertgeschätzt werden (Weinrich et al. 2014) sowie zu einer höheren Produktqualität führen (Elgersma, 2015).

Ein Systemvergleich auf Betriebsebene in Süddeutschland, der neben den ökologischen Potentialen auch die ökonomischen und sozialen Faktoren abbildet, fehlt bislang. Außerdem gibt es bislang keine Arbeiten in denen die genannten Zusammenhänge speziell in benachteiligten Grünlandregionen Baden-Württembergs untersucht wurden, obwohl gerade diese Betriebe eine zentrale Rolle bei der Bewirtschaftung und dem Erhalt besonders wertvoller Lebensräume einnehmen. Anhaltspunkte können lediglich Studien aus benachbarten Ländern und den Bergregionen geben (Hofstetter et al. 2014). Aufgrund geringer Erträge und hohen Arbeitskosten gilt eine Bewirtschaftung speziell in diesen Regionen oft als nicht ökonomisch und sozial wettbewerbsfähig. Dasselbe gilt für den Einsatz regional angepasster Doppelnutzungsrassen wie dem Vorderwälder-Rind. Zusätzlich scheint ein Widerspruch zwischen einer aus Klimaschutzgründen wünschenswerten hohen Produktionseffizienz und dem Erhalt von Ökosystemdienstleistungen zu bestehen, die maßgeblich durch eine eher extensive Produktionsweise erreicht werden und auch den Einsatz regional angepasster Doppelnutzungsrassen wahrscheinlicher werden lassen. Vor diesem Hintergrund wurde das Forschungsvorhaben *Gesamtbetriebliche Nachhaltigkeitsanalyse von Grünlandsystemen in der Milchviehhaltung in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands* konzipiert.

1.6. Zielsetzung und Forschungshypothesen

Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, das Verständnis über die Notwendigkeit zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Milchviehbetriebe und Betriebssysteme zu verbessern und damit zu einer optimierten Nutzung regionaler Ressourcen im Kontext steigender gesellschaftlicher Anforderungen beizutragen. Insbesondere soll ein wissenschaftlicher Beitrag zum Potential der Grünlandnutzung und der Nutzung regionaler Doppelnutzungsrassen in benachteiligten Regionen geleistet werden. Vor dem Hintergrund des enormen Bedarfs nachhaltiger Bewirtschaftungsstrukturen und den notwendigen politischen Steuerungsinstrumenten sollen speziell die folgenden vier zentralen Forschungshypothesen überprüft werden:

- Hypothese 1:

Die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands ist im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen in günstigen Regionen wirtschaftlich und sozial konkurrenzfähig.

- Hypothese 2:

Grünlandbasierte Milchbetriebe zeichnen sich im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen durch eine vergleichsweise hohe Lebensmittelkonversionseffizienz, eine hohe Nährstoffeffizienz sowie geringe Nährstoffüberschüsse und eine gute Energieeffizienz aus.

- Hypothese 3:

Durch die zusätzliche Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen und der CO₂-Sequestrierung innerhalb der Treibhausgasbilanzierung weisen grünlandbasierte Milchproduktionssysteme im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und einer hohen Produktionseffizienz einen vergleichsweise niedrigen produktbezogenen CO₂-Fußabdruck auf.

- Hypothese 4:

Die regionale Doppelnutzungsrasse Vorderwälder hat gegenüber der leistungsbetonten Rasse Holstein in grünlandbasierten Milchproduktionssystemen entscheidende Vorteile in der Produktionstechnik und trägt positiv zu einer ökonomisch nachhaltigen Grünlandnutzung bei.

1.7. Methode und Aufbau der Arbeit

Der Aufbau der vorliegenden Dissertation orientiert sich am allgemeinen Aufbau kumulativer Dissertationen, der in den Durchführungsbestimmungen zur Promotionsordnung beschrieben ist. Die innerhalb dieser Arbeit dargestellten Einzelveröffentlichungen bilden das Spannungsfeld zwischen ökologischer, ökonomischer und sozialer Nachhaltigkeit, im Kontext der Grünlandnutzung und der Nutzung regionaler tiergenetischer Ressourcen in benachteiligten Regionen Baden-Württembergs, ab.

In diesem Zusammenhang wurden als Teil des EIP-Projekts „Nachhaltige Grünlandnutzung in ausgewählten Problemgebieten Baden-Württembergs“ insgesamt 12 Betriebe im Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb in den Jahren 2014/2015 bis 2016/2017 umfangreich ausgewertet. Die Betriebe der Stichprobe wirtschafteten biologisch, waren durch einen geringen Kraftfuttereinsatz gekennzeichnet und durch überwiegend saisonale Blockabkalbung an ein System aus Vollweide angepasst. Alle Daten wurden in enger Zusammenarbeit mit den Landwirten innerhalb der Projektlaufzeit in den Jahren 2016 bis 2019 erhoben. Im Wesentlichen entstammen die Daten dabei aus der Landwirtschaftlichen Buchführung, jährlichen Betriebszweigauswertungen auf den Betrieben, postalisch versandten Fragebögen und persönlichen Befragungen.

Als Vergleichsbetriebe wurden unter anderem die Daten aus dem EU Interreg IVb NWE Projekt DAIRYMAN herangezogen (Elsässer et al. 2015). Die im Vergleich verwendeten Daten von DAIRYMAN beziehen sich auf 12 landwirtschaftliche Betriebe in Baden-Württemberg und stammen aus den Jahren 2009-2012. Alle für den Vergleich herangezogenen Dairyman-Betriebe sind konventionelle Stallhaltungsbetriebe mit Ackerbau und optimierten Einzeltierleistungen.

In Kapitel 2 werden die drei Einzelbeiträge, die anonym bei anerkannten wissenschaftlichen Zeitschriften begutachtet wurden, in einheitlicher Formatierung und Zitierweise wiedergegeben.

Vor dem Hintergrund des zunehmenden Anspruchs möglichst die Nahrungsmittelproduktion tierischen Ursprungs zu steigern und gleichzeitig natürliche Ressourcen zu schonen sowie negative Umwelteinflüsse die mit der Nahrungsmittelproduktion und der Nutzung von Ressourcen verbunden sind auf ein Minimum zu reduzieren, überprüft der erste Beitrag (Kapitel 2.1.) die Effizienz der Milcherzeugung. Dazu wurden grünlandbasierte, kraftfutterreduzierte Systeme zur Milcherzeugung in benachteiligten Regionen und erfolgreiche Milchsysteme der

ganzjährigen Stallhaltung mit hohen Einzeltierleistungen in Gunstlagen Südwestdeutschlands hinsichtlich ihrer Lebensmittelkonversionseffizienz, Nährstoffeffizienz und Energieeffizienz analysiert und verglichen. Die Lebensmittelkonversionseffizienz wurde auf Basis der Bruttoenergie und des Rohproteins berechnet und definiert als humanernährungstauglicher Output pro humanernährungstauglicher Input (Ertl et al. 2015). Der Beitrag wurde beim *Journal of Agroecology and Sustainable Food Systems* zur Begutachtung eingereicht und zur Veröffentlichung akzeptiert.

Der zweite Beitrag (Kapitel 2.2.) prüft, ob in benachteiligten Grünlandregionen Südwestdeutschlands auf Basis der grünlandbasierten Milcherzeugung mit Weide und geringem Kraftfutteraufwand im Vergleich zur Milcherzeugung in Gunstlagen und der ganzjährigen Stallhaltung mit höheren Einzeltierleistungen, eine ökonomische sowie ökologisch und sozial nachhaltige Landwirtschaft möglich ist. Als Indikator für die ökologische Nachhaltigkeit wurde der CO₂-Fußabdruck gewählt und zusätzlich die CO₂-Sequestrierung sowie die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen innerhalb der Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt. Der Beitrag wurde bei der Zeitschrift *Berichte über Landwirtschaft* eingereicht und zur Begutachtung akzeptiert.

Damit eine wirtschaftlich erfolgreiche Milcherzeugung vom Grünland möglich ist und vorhandene Ressourcen effizient genutzt werden können, braucht es neben einem zweckmäßigen Produktionssystem vor allem eine optimal angepasste Tiergenetik. Vor diesem Hintergrund prüft der dritte Beitrag (Kapitel 2.3.), ob lokale Doppelnutzungsrasen wie das Vorderwälder Rind aufgrund von Vorteilen in der Produktionstechnik und der Genetik in grünlandbasierten und kraftfutterreduzierten Systemen für eine ökonomisch nachhaltige Milcherzeugung geeignet sind und somit insgesamt positiv zu einer nachhaltigen Grünlandnutzung in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands beitragen. Gleichzeitig wird geprüft, ob sich Rassen wie das Holstein Rind auch in benachteiligten Regionen vergleichsweise besser eignen würden. Basierend auf der Theorie von Falconer und Mackay (1996), dass unterschiedliche Gene unter verschiedenen Umweltbedingungen wirken und dieselben Gene unter verschiedenen Umweltbedingungen unterschiedlich reagieren, wurde die Wirkung von Genotyp-Umwelt-Interaktionen geprüft. Der Beitrag wurde beim *Journal of Applied Animal Research* eingereicht und zur Begutachtung akzeptiert.

Im Anschluss an die drei Beiträge werden in Kapitel 3 die Ergebnisse dieser Arbeit übergreifend diskutiert und Schlussfolgerungen gezogen.

1.8. Literatur

Alexandratos, N. und J. Bruinsma (2012): World Agriculture towards 2030/2050: The 2012 Revision. ESA Working Paper No. 12-03. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(03\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(03)00047-4).

ASR (Arbeitsgemeinschaft Süddeutscher Rinderzucht- und Besamungsorganisationen e.V.) (2016): Lebensleistung und Nutzungsdauer Herdbuch-Kühe. <https://www.asr-rind.de/services/files/2016%20Lebensleistung%20und%20ND%20HB%20Kühe%20%281%29.pdf>.

Battaglini, L., Stefano B., Fausto G., Sara S. und E. Sturaro (2014): Environmental sustainability of alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science* 13: 431–43. <https://doi.org/10.4081/ijas.2014.3155>.

Berry, D. P., Bermingham, M. L., Good, M. und S. J. More (2011): Genetics of animal health and disease in cattle. *Irish Veterinary Journal* 64(5). <https://doi.org/10.1186/2046-0481-64-5>.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2010): Die deutsche Landwirtschaft - Leistungen in Daten und Fakten. <http://www.bmel.de/cae/servlet/contentblob/430138/publicationFile/26477/DieDeutscheLandwirtschaft.pdf>

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2019): Leistungen der kontrollierten Milchkühe und Kühe insgesamt. Tabelle SJT-3110300-0000. BMEL-Statistik.

Brade, W. (2016): Auf dem Weg zum falschen Ziel. *DLZ Primum Rind*. August: 40-41.

Brade, W., Huber, K., Martens, H. und E.-G. Hellwig (2016): Göttinger Erklärung 2016 zur Milchproduktion. Agrar- und Veterinär Akademie (AVA) Haupttagung im März 2016 in Göttingen: Priorität für Gesundheit der Milchkühe.

Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S. I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J. A. und D. Shindell (2017): Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4):8. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>.

DAFA (Deutsche Agrarforschungsallianz) (2015): Fachforum Grünland - Grünland innovativ nutzen und Ressourcen schützen - Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz. Hrsg. Deutsche Agrarforschungsallianz (DAFA) c/o Thünen-Institut, Braunschweig. https://www.dafa.de/wp-content/uploads/FF_Gruenland.pdf.

Deutsche Bundesregierung (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Deutsche Bundesregierung. <https://doi.org/10.1007/bf03038764>.

Deutscher Bauernverband (2019): Situationsbericht 2019/20 – Trends und Fakten zur Landwirtschaft. ISBN 978-3-9820166-1-0.

DGfZ (Deutsche Gesellschaft für Züchtungskunde e.V.) (2013): Die Tierzucht im Spannungsfeld von Leistung und Tiergesundheit – interdisziplinäre Betrachtungen am Beispiel der Rinderzucht. Stellungnahme der DGfZ-Projektgruppe Ökonomie und Tiergesundheit. Bonn. https://www.dgfbonn.de/services/files/pdf/Stellungnahme%20zur%20Nutzungsdauer%20Rind%202013_FINAL.pdf.

Dillon, P., Berry, D. P., Evans, R. D., Buckley, F. und B. Horan (2006): Consequences of genetic selection for increased milk production in European seasonal pasture based systems of milk production. *Livestock Science* 99:141-158. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.06.011>.

Eisler, M. C., Lee, M. R. F., Tarlton, J. F., Martin, G. B., Beddington, J., Dungait, J. A. J., Greathead, H., Liu, J., Mathew, S., Miller, H., Misselbrook, T., Murray, P., Vinod, V. K., Van Saun, R. und M. Winter (2014): Agriculture: Steps to sustainable livestock. *Nature* 507: 32–34. <https://doi.org/10.1038/507032a>.

Elgersma, A. (2015): Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology* 117: 1345–69. <https://doi.org/10.1002/ejlt.201400469>.

Elsässer, M., Jilg, T., Herrmann, K., Boonen, J., Debruyne, L., Laidlaw, S. und F. Aarts (2015): Quantifying sustainability of dairy farms with the DAIRYMAN-Sustainability-Index (DSI). *Grassland Science in Europe* 20, S. 367–376. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Elsässer, M. (2015): Grünlandnutzung in Baden-Württemberg – von MEKA bis FAKT , von extensiv bis intensiv. Tagungsband der 59. Jahrestagung der AGGF in Aulendorf, 13–22.

Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W. und W. Zollitsch (2015): The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agricultural Systems* 137: 119–25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004>.

Falconer, D. S. und T. F. Mackay (1996): Introduction to quantitative genetics. 4th Ed., Longmann Group, Harlow, England.

FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO (2019): The state of food security and nutrition in the world. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/3/ca5162en/ca5162en.pdf>.

FAO (2014): Food wastage footprint: Full-cost accounting (Final Report). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [https://doi.org/ISBN 978-92-5-](https://doi.org/ISBN%20978-92-5-500000-0)

107752-8.

FAO (2018): FAOSTAT Database. <http://www.fao.org/faostat>.

FAO und ITPS (2015): Status of the World's Soils. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.

Feindt, P. H., Bahrs, E., Engels, E.-M., Hamm, U., Herdegen, M., Isselstein, J., Schröder, S., Wätzold, F., Wolters, V., Backes, G., Brandt, H., Engels, J., Graner, A., Tholen, E., Wagner, S., Wedekind, H., Wolf, H., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim BMEL (2018): Für eine gemeinsame Agrarpolitik, die konsequent zum Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 36 S.

Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. und A. Ssymank (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 156. Hrsg. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.

Foley, J. A., De Fries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin S. F., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. und Snyder P. K. (2005): Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
<https://doi.org/10.1126/science.1111772>.

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, M. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. und D. P. Zaks (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478 (7369): 337–42.
<https://doi.org/10.1038/nature10452>.

Gerowitt, B., Schröder, S., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Feindt, P. H., Graner, A., Hamm, U., Heißenhuber, A., Herdegen, M., Janßen, A., Wedekind, H., Schröder, S., Schulte-Coerne, H., Wolter, V., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des wissenschaftlichen Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 20 S.

Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M. und C. Toulmin (2010): Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327 (5967): 812–18.
<https://doi.org/10.1126/science.1185383>.

- Gustavsson, J., Cederber, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R. und A. Meybeck (2011): Global food loss and food waste: Extent, causes and prevention. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1–204. <https://doi.org/10.4337/9781788975391>.
- Hartwig, S. (2014): Pedigreeanalysen zur Beschreibung der populations- und quantitativgenetischen Situation von Baden-Württembergischen Lokalrinderrassen. PhD Thesis Universität Hohenheim. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Herrero, M., Wirsenius, S., Henderson, B., Rigolot, C., Thornton, P., Havlík, P., de Boer, I. und P. J. Gerbe (2015): Livestock and the environment: What have we learned in the past decade? *Annual Review of Environment and Resources* 40: 177–202. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503>.
- Hofstetter, P., Frey, H.-J., Gazzarin, C., Wyss, U. und P. Kunz (2014): Dairy farming: indoor v. pasture-based feeding. *Journal of Agricultural Science* 152(6):994-1011. <http://doi.org/10.1017/S0021859614000227>.
- Kiefer, L. R. (2014): Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands. PhD Thesis Universität Hohenheim. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Kopittke, P. M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B.A. und E. Lombi (2019): Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International* 132: 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>.
- Landtag von Baden-Württemberg (2016): Kleine Anfrage des Abg. Thomas Dörflinger (CDU) und Antwort des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Drucksacke 16/632.
- LAZBW (Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg) (2018): FFH-Mähwiesen. Grundlagen - Bewirtschaftung – Wiederherstellung. Aktualisierte Version, Stand Februar 2018.
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M. A., de Vries, W., Weiss, F. und Westhoek, H. (2015): Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters* 115004 10 (11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>.
- LEL (Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum) (2019): persönliche Mitteilung durch Müller, Richard. Abteilung 3, Agrarstruktur, Ausgleichsleistungen an der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum, Schwäbisch Gmünd.

Martens, H. (2012): Die Milchkuh – Wenn die Leistung zur Last wird! Tagungsband der 39. Viehwirtschaftlichen Fachtagung am Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein. S. 35-42. ISBN: 978-3-902559-77-7.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

MLR BW (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg) (2016): Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT): Kurzübersicht FAKT Maßnahmen Stand 06.10.2015. Ministerium für Ländlichen Raum Baden-Württemberg.

Muller, A., Schader, C., Scialabba, N. E.-H., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K. H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M. und U. Niggli (2017): Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8 (1290).
<https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.

Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen - Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger. Edited by Christina von Haaren and Christian Albert. Leinitz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.

Neubert, S. (2012): Wie Kleinbauern ihre Ernährung selbst sichern können. Die aktuelle Kolumne vom 15.10.2012. Hrsg. Deutsches Institut für Entwicklungshilfe (DIE).
https://www.die-gdi.de/uploads/media/Kolumne_Neubert.15.10.2012.pdf.

OECD/FAO (Organization for Economic and Development and Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2019): OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028, OECD Publishing, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. doi:10.1787/agr_outlook-2019-en.

Pulina, G., Francesconi, A. H. D., Stefanon, B., Sevi, A., Calamari, L., Lacetera, N., Dell'Orto V., Pilla, F., Marsan, P. A., Mele, M., Rossi, F., Bertoni, G., Crovetto, G. M. und Ronchi, B. (2017): Sustainable ruminant production to help feed the planet. *Italian Journal of Animal Science* 16 (1): 140–71. <https://doi.org/10.1080/1828051X.2016.1260500>.

Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C. und J. A. Foley (2008): Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (GB1003). <http://doi.org/10.1029/2007GB002952>.

Ramankutty, N. und J. A. Foley (1999): Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (4): 997–1027.
<https://doi.org/10.1029/1999GB900046>.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å, Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M.,

Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. und J. A. Foley (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.

Schader, C., Muller, A., Scialabba, N. E-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K. H., Smith, P., Makkar, H. P. S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M. und Niggli, U. (2015): Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface* 12 (113): 20150891. <https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2011): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wirtschaftsdünger, Stallhaltung, Weidehaltung – Landwirtschaftszählung/ Agrarstrukturerhebung 2010. Fachserie 3, Heft 6. Hrsg. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. Artikelnummer: 2032806109004.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019a): Flächenbelegung von Ernährungsgütern tierischen Ursprungs 2010-2017. Umweltökonomische Gesamtrechnung. Hrsg. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. Artikelnummer: 5851309-17900-4.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019b): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen). Fachserie 3 Reihe 3.1.2. Hrsg. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. Artikelnummer: 2030312197004.

Statistisches Landesamt BW (2018): Ergebnisse der Bodennutzungshaupterhebung in Baden-Württemberg 2018. Statistische Berichte in Baden-Württemberg. Artikel-Nr. 3331 18001.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, B., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. und Sörlin, S. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347 (6223). <https://doi.org/10.1126/science.aaa9629>.

Stehle, P., Westermaier, T., Weiß, D., Thomet, P. und H. Dustmann (2006): Chancen für Milch- und Rindfleischerzeugnisse vom Grünland. In: *Deutsche Molkerei Zeitung* 127. Jg., Nr 6, S. 35-39. [https://www.muva.de/muva/web.nsf/gfx/Omega-3-Fettsaeuren.pdf/\\$file/Omega-3-Fettsaeuren.pdf](https://www.muva.de/muva/web.nsf/gfx/Omega-3-Fettsaeuren.pdf/$file/Omega-3-Fettsaeuren.pdf).

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castl, V., Rosales, M. und C. de Haan (2006): *Livestock's long shadow - Environmental issues and options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Sutton, M. A., Billen, G., Bleeker, A., Erisman, J. W., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., Howard, C. und A. Leip (2011): Technical summary. In: Sutton M. A., Howard

C., Erisman J., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. (Hrsg.) European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press, Cambridge.

UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs) (2019): World Population Prospects: The 2019 Data Booklet.

https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_DataBooklet.pdf.

United Nations (2015): Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. A/RES/70/1. https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E.

United Nations (1992): Agenda 21. United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, Brazil.

<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>.

United Nations World Commission on Environment and Development (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future.

<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>.

Vergé, X. P. C., De Kimpe, C. und R. L. Desjardins. (2007): Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. *Agricultural and Forest Meteorology* 142 (2–4): 255–69. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.06.011>.

Wätzold, F., Bahrs, E., Feindt, P. H., Hamm, U., Isselstein, J., Schröder, S., Wolters, V., Backes, G., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Graner, A., Herdegen, M., Konnert, M., Schulte-Coerne, H., Wagner, S., Wedekind, H., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2015): Perspektiven für das artenreiche Grünland – Alternativen zum Rückfall in die Belohnung einer Überschussproduktion bei Milch. Kurzstellungnahme des wissenschaftlichen Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 11 S.

WBA (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik) beim BMEL (2015): Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung. Gutachten. Berlin.

Weiß, D. (2014): Imagewirkung von weidenden Kühen. Tagungsband der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau: Grasland- und weidebasierte Milchproduktion. Hrsg: Reidy, B., Gregis, B. und P Thomet. Internationale Weidetagung vom 21.-22. August 2014 in Zollikofen, Schweiz

Wilkinson, J. M. und M. R. F. Lee (2018): Review: use of human-edible animal feeds by ruminant livestock. *Animal* 12 (8): 1735–43. <https://doi.org/10.1017/S175173111700218X>.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) (2015): The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823_eng.

2. Veröffentlichungen

Im Rahmen dieses Kapitels werden die dieser kumulativen Dissertation zugrundeliegenden Einzelbeiträge, die anonym bei anerkannten wissenschaftlichen Zeitschriften zur Begutachtung angenommen oder veröffentlicht wurden, in einheitlicher Formatierung und Zitierweise wiedergegeben.

2.1. The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use

Status: Veröffentlicht am 02.02.2020

Journal: Agroecology and Sustainable Food Systems, 44:8, 1089-1110

Autoren: Juliane Dentler, Lukas Kiefer, Theresa Hummler, Enno Bahrs, Martin Elsässer

Link: <https://doi.org/10.1080/21683565.2020.1712572>

Dieser Beitrag ist in dieser Form im *Journal Agroecology and Sustainable Food Systems* veröffentlicht. Die Zweitveröffentlichung erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlags.

The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use

Juliane Dentler^a, Lukas Kiefer^b, Theresa Hummler^a, Enno Bahrs^b, Martin Elsaesser^a

^aGrassland Management and Forage Production, Agricultural Center for cattle production, grassland management, dairy processing, wildlife research and fisheries Baden-Wuerttemberg, Aulendorf, Germany

^bDepartment of Farm Management, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany

The aim of this study was to assess if dairy intensification is associated with increased efficiency in food production, nutrient, and energy use. In-depth data from 12 high-input confinement-based and 12 low-input grass-based dairy farms in southwest Germany was analyzed. The study found that relative to high-input dairy systems, low-input grass-based dairy systems were 334 % better in human-edible crude protein conversion efficiency and 328 % better in human-edible gross energy conversion efficiency. Low-input dairy systems showed 28 % higher nitrogen and 98 % higher phosphorus use efficiencies. Results revealed no difference in energy conversion efficiency between the contrasting dairy systems. As a result, the ongoing intensification of dairy systems utilizing substantial amounts of human-edible crops, puts global food security at risk, has undesirable side effects on the environment and fails to utilize the evolutionary advantage of ruminants.

Keywords: human-edible feed conversion efficiency, energy use efficiency, nutrient use efficiency, dairy system, sustainability

1. Introduction

The security and demand for food is challenged by the continuous increase in world population and rising levels of affluence on the one hand, and the decline in available land on the other

hand. At the same time, the sustainable use of natural resources and limiting the environmental impacts associated with their use are one of the main objectives of agricultural policy. Agricultural intensification is proposed as one of the most promising approaches to meet the increasing demand for agricultural products, including both crops and livestock (Tilman et al. 2011), while at the same time reducing negative impacts on the environment per unit of agricultural output (Crosson et al. 2011; Gerber et al. 2013; Yan, Humphreys, and Holden 2013). Intensification of dairy systems generally refers to an increase in output per hectare and per animal (Udo et al. 2011). In the major dairy-producing regions of the world, this is achieved through advanced management mainly within confinement and housing systems (Powell et al. 2013), making large use of concentrates, fertilizer and energy inputs and abandoning less productive grasslands. However, cattle do not necessarily rely on concentrate feeds which could serve as human foodstuffs. Yet, at a global level, most meat and milk come from mixed crop-livestock production systems as well as industrial systems (Herrero et al. 2013; Herrero et al. 2015), which are at least partly based on arable land. Grassland systems contribute only 2 % to the global edible protein supply, but they occupy most of the land and play key social roles, especially in the case of extensive grasslands (Herrero et al. 2015). In developed countries, confined and intensive production systems, industrially managed to be highly productive and taking advantage of scale economies, are the fastest growing form of livestock production (CAST, 1999). They are predominantly based on arable land (Foley et al. 2011) and have high opportunity costs compared to grasslands, as a means to produce human food.

Additionally, agricultural systems are limited in their ability to incorporate nutrients into products (Clark et al. 2007) and losses cause major environmental impacts at both global and local levels. About one quarter of global greenhouse gas (GHG) emissions result from agriculture and food production (Steinfeld et al. 2006; Opio et al. 2013). At local levels nutrient losses from agricultural production have impacts on marine, freshwater and terrestrial ecosystems (e.g. loss of biodiversity, groundwater pollution and eutrophication) (Tilman et al. 2001). Compared to

overall agricultural emissions, livestock production in Europe is responsible for 80 % of soil acidification and air pollution, 81 % of global warming and for 73 % of water pollution (Leip et al. 2015). To reduce emissions and to protect the environment, the European Union (EU) introduced the National Emission Ceilings Directive and the European Nitrates Directive (European Commission 1991; European Commission 2001). Despite progress, pollution from agricultural production is still significant. To attain the European 2030 and 2050 emission reduction commitments, huge efforts are still needed from many EU member states (European Commission 2011; European Environment Agency 2018).

In this context, the abandonment of the multi-faceted merits of milk production from grassland is becoming increasingly questionable in terms of sustainability (Thomet et al. 2011; Knaus 2016), profitability (Hanrahan et al. 2018) and food productivity (Ertl et al. 2015a; Wilkinson and Lee 2018). Balancing global food production and environmental protection necessitates urgent research into agricultural practices and systems to sustainably enhance agricultural production by increasing the conversion efficiency of inputs to outputs and therefore address both challenges. Several studies have highlighted the environmental impact of milk production, but only a few studies have focused on the environmental impact between the varying levels of dairy system intensification (Basset-Mens, Ledgard, and Boyes 2008; Bava et al. 2014; Chobtang et al. 2017). To our knowledge, there is no study that compared contrasting milk production systems simultaneously for their net human food, nutrient, and energy conversion efficiency at the farm level. Because the complex interactions within and between contrasting systems have not been thoroughly investigated, it is still argued whether milk production intensification is associated with increased sustainability. This study was conducted because policy makers and other organizations are increasingly interested in tools and reliable indicators at farm level to monitor the impact of agricultural practices and to make informed judgments about the allocation of limited resources and financial subsidization. This is particularly relevant with regard to the European Common Agricultural Policy (CAP) reform after 2020.

Therefore, the objective of this study was to compare two levels of dairy farm intensification – high-input confinement-based versus low-input grass-based – with respect to the efficiency of nutrient use, energy use and net human food production.

2. Materials and Methods

2.1 Farm selection and data collection

In the current study 12 high-input and 12 low-input dairy farms were investigated. All farms were located in the southwest of Germany, Baden-Wuerttemberg. The 12 high-input farms were pilot farms involved in the EU-INTERREG-funded DAIRYMAN project during the years 2009-2012 focusing on the sustainability of dairy farms in northwest Europe (Elsässer, Herrmann, and Jilg 2013). Selected farms were defined as ‘high-input’ because they applied advanced management to take advantage of scale economies, operated on confinement and housing systems and thereby increased animal productivity. All farms were mixed crop-live-stock farms and dairy production was partly based on arable land. The 12 low-input farms were pilot farms involved in an EIP-AGRI-funded project from 2014-2017 focusing on the sustainability of dairy farms in regions with permanent grasslands. Selected farms were defined as ‘low-input’ because they operated on pasture with less reliance on external production factors. A sizeable fraction of the farmland was species-rich grassland, steep slope grassland and other grassland habitats, thus supplying valuable ecosystem services to society. For financial compensation, farmers receive payments from the FAKT-Program (a funding program based on the second pillar of the EU CAP for agricultural environment, climate protection and animal welfare in Baden-Wuerttemberg). Farm selection for both groups was based on the willingness to provide data and the likely accuracy of data recording. Key farm characteristics are given in Table 1.

Table 1: Mean values and standard deviation for main farm characteristics comparing high-input and low-input dairy systems located in the southwest of Germany.

Farm characteristics	Unit	Ø High-input	σ	Ø Low-input	σ
Number of farms	n	12		12	
Height	m.a.s.l.	652	93	872	176
Precipitation	mm	891	116	1,320	352
Dairy farm area	ha	86	22	62	18
Permanent grassland	ha	66	33	60	19
Fodder crops	ha	31	18	0.9	3
Maize silage	ha	23	19	0	0
Grass yield	dt DM ¹ /ha	86	27	54	12
Milking cows	n	104	35	43	18
Stocking rate	LU ² /ha	1.8	0.6	1.1	0.3
Milk yield per cow	kg ECM ³ /cow	9,005	857	5,869	1,411
Milk production intensity	kg ECM ³ /ha MFA ⁴	10,846	3,974	4,930	1,963
Milk yield from forage	kg ECM ³ /cow	4,369	543	4,471	620
Milk yield from forage	%	49	3	78	10
Milk fat	%	4.1	0.2	4.0	0.1
Milk protein	%	3.3	0.1	3.3	0.1
Feed efficiency	kg DM ¹ /kg ECM ³	0.81	0.06	1.13	0.21
Purchased concentrates	dt DM ¹ / cow	20.0	2.1	5.6	4.2
Purchased concentrates	g DM ¹ / kg ECM ³	223	14	87	43
Replacement rate	%	27	4	23	6
Forage self sufficiency	%	76	27	91	14
Concentrate self sufficiency	%	36	18	8	28

¹Dry matter

²Livestock unit

³Energy corrected milk

⁴Main fodder area

The dataset on farm organization and agricultural production technology was collected in cooperation with the farm managers through surveys and annual farm management evaluations over a three-year basis. Data on livestock imports and exports were extracted from the Livestock Origin and Information System (HI-Tier). Amount and quality of supplemental feed and off-farm fodder were recorded based on bills from the feed suppliers. For comparison, concen-

trate feeds were converted to a standardized concentrate of energy level 3 (E3), defined as containing an average of 6.7 mega joule (MJ) net energy lactation (NEL) per kilogram dry matter (DM). For each kilogram of concentrate containing 6.7 MJ NEL, an equivalent milk production of 2 kg was assumed and subtracted from total milk yield to calculate the milk produced from forage. Milk sold was standardized to energy corrected milk (ECM) with 4 % fat and 3.4 % protein. Main fodder area (MFA) was defined as the hectare of land from which forage is harvested. The annual amount of grass harvested through grazing and confinement on each farm was modelled based on the difference between the net energy provided by imported concentrates and the net energy requirements of animals for maintenance, milk production and body weight change.

A well-known approach to calculate the resource efficiency of a process is relating its result to the mix of inputs needed for its delivery, which has gained a growing importance in the sustainability debate (Gerber et al. 2014). Data were used to calculate the human-edible feed conversion efficiency (heFCE), nutrient use efficiency (NUE) of nitrogen (N) and phosphorus (P) and the energy use efficiency (EUE) to make balanced judgments about the net food production, environmental and resource use efficiency of the contrasting dairy systems. Efficiencies were calculated for both the farm system as a whole and solely for the dairy system excluding other farm operations, to compare and discuss different aspects of production systems.

2.2 Calculation of the human-edible feed conversion efficiency of crude protein and gross energy

We calculated the heFCE as described by Ertl et al. (2015a), where the heFCE was defined as human-edible output in the form of animal products divided by potential human-edible input via feedstuff as MJ gross energy (GE) and kilogram crude protein (CP), at farm gate per year. Feedstuff used for dry cows and young stock was also included. The human-edible input via feeding was calculated based on medium technological food processing data according to Ertl et al. (2015a) and is shown in Table 2. The human-edible output was measured as the amount

of CP and GE from the sold milk and the net quantity of beef (as animal live weight (LW)) leaving the farm in the respective year. For milk, 34 g CP and 3.17 MJ were presumed per kilogram (fresh matter). The net output of beef was assumed to have an average protein content of 19 % and energy content of 7.48 MJ/kg. The human-edible proportion from total live weight was set at 38 %.

Table 2: Crude protein (CP) and gross energy (GE) content of concentrates and their estimated human-edible energy and protein fraction (%) based on (Ertl et al. 2015a).

Feedstuff	Crude protein g/kg DM ¹	Gross energy MJ/kg DM ¹	Human-edible fraction	
			% Protein	% Energy
Wheat	126	18.2	80	80
Barley	118	18.4	65	65
Triticale	126	18.2	80	80
Rye	103	18.0	80	80
Maize	94	18.7	80	80
Lupines	370	22.0	80	80
Soybean expeller	518	19.4	71	43
Rapeseed expeller	382	19.4	59	39
Maize silage	88	19.0	29	29
MF 18/4 ²	205	18.0	80	80
MF 20/4 ²	227	18.0	80	80
Milk	264	26.0	100	100
Milk replacer	220	21.0	100	100
Other ³			0	0

¹Dry matter

²High milk performance feed of energy level 4 with 18 % or 20 % crude protein content

³Including: grasses, dried beet pulp, dried distiller's grain and brewers' grains

2.3 Calculation of the nutrient use efficiency of nitrogen and phosphorus

Currently, two indicators are widely used to assess nutrient use at farm level: nutrient balance (NB) and NUE. Nutrient use efficiency links agricultural production to environmental impact and is therefore a very useful tool for the assessment of nutrient use in different systems. Nutrients not removed from the system are at risk of being lost to the environment. Calculating

NB and NUE for N and P involved quantifying total nutrient inputs and outputs over an annual period. Inputs and outputs included the N and P embodied in livestock, fertilizer, plant products, bedding material, feed and milk, as well as atmospheric deposition, biological fixation and livestock variation. Nutrients in fertilizers were calculated by taking into account their N and P content. The N content of plant products and feed was calculated by multiplying the total quantity by its CP concentration divided by 6.25 (g N/kg CP) (McDonald et al. 2010). The estimates of biological fixation in legumes were calculated assuming 30 kg N/t legume (Zanetti and Boller 1996, Korsath and Eltun 2000). Nitrogen in exported milk was calculated by dividing the milk CP concentration by 6.38 (g N/kg CP). Nitrogen in livestock entering or leaving the farm was calculated with standard values for LW and by multiplying it by 0.029 (kg N/kg LW) for calves and 0.024 (kg N/kg LW) for older animals. For P in plant products and feed, their P-content was used. The content of P in exported milk was calculated by 0.001 kg P per kilogram milk. The amount of P in livestock entering or leaving the farm was calculated with standard values for LW and by multiplying it by 0.007 (kg P/kg LW).

Farm gate NB was calculated as the difference between total nutrients imported (Inputs) and total nutrients exported (Outputs) from the farm (Equation 1). Positive results are called nutrient surplus and were expressed per unit of land (kg/ha). The NUE was calculated as total exported nutrients through products divided by total imported nutrients and was generally expressed as a proportion (Equation 2).

$$\text{NB} = \text{Inputs} - \text{Outputs} \quad (1)$$

$$\text{NUE} = \text{Outputs} / \text{Inputs} \quad (2)$$

2.4 Calculation of the energy use efficiency

To calculate the EUE, we used the AgriClimateChange Tool (ACCT) (Bochu et al. 2013; Solagro 2013). It was created in the EU framework of a Life+ collaborative project and forms the basis of energy and GHG emissions calculation at farm level. Both direct non-renewable

energy use – electricity, diesel and other fuels used on the farm – as well as the indirect energy used to manufacture machinery, building materials and other farm inputs like fertilizer and feedstuff, were assessed on an annual basis at farm gate. Energy coefficients associated with operating material and adjusted to individual country conditions were used according to Live Cycle Analysis, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) and ISO norm 14064. The calculation systematically included the extraction, processing, manufacturing and transportation activities provided to the farm. The main energy parameters used in the ACCT model are presented in Table 3. Energy use efficiency links agricultural production to energy resource consumption. It was calculated as total exported energy through milk, meat and plant products (in gigajoule (GJ)) divided by total imported energy (GJ) and was expressed as a proportion. The energy value of milk was calculated based on the percentages of fat and protein for each farm. Additionally, energy consumption per kilogram of ECM was calculated to compare different systems.

Table 3: Energy coefficients used to calculate energy consumption and efficiency to compare high-input and low-input dairy systems (Bochu et al. 2013).

Input	Energy (MJ per unit)
Diesel (l)	41.5
Electricity (kWh)	3.3
Urea (kg)	62.9
Ammonium nitrate (kg)	47.5
Herbicides (kg)	295
Insecticides (kg)	347
Fungicides (kg)	204
Wheat seeds (kg)	3.5
Corn seeds (kg)	12.3
Grass silage (t DM ¹)	1.7
Maize silage (t DM ¹)	0.9
Wheat feed (t DM ¹)	2.6
Soybean expeller (t DM ¹)	0.9
Rapeseed expeller (t DM ¹)	5.6

¹Dry matter

2.5 Statistical analysis

Data were analyzed using R version 3.5.1. Normal distribution of residuals was tested using Shapiro-Wilk test, with values lower than 0.05 indicating abnormal distribution. For some of the variables the log transformation was required to ensure homogeneity of variance. Differences of mean values were analyzed using repeated measure ANOVA.

The statistical model included farm, year and system effects on each of the tested variables. The farms were considered as replicates. The model used was:

$$Y_{ijk} = \mu + a_i + b_j + c_k + e_{ijk} \quad (3)$$

where Y_{ijk} is the dependent variable, μ is the overall mean, a_i is the effect of the system i (i = low-input; high-input), b_j is the effect of the farm j (j = 1; 2; 3;...;24), c_k is the effect of the year k (k = 1; 2; 3) and e_{ijk} is the residual error term.

3. Results

3.1 Human-edible feed conversion efficiency of crude protein and gross energy

The human-edible intake and calculated heFCE for each dairy system is shown in in Table 4.

Table 4: Human-edible feed conversion efficiency (heFCE) for energy and protein comparing high-input and low-input dairy systems.

	Ø High-input	σ	Ø Low-input	σ	P-value
Total intake (kg DM ¹ /day)	19.9	1.3	17.6	2.5	< 0.0001
Human-edible intake (kg DM ¹ /day)	7.2	2.0	1.6	1.4	< 0.0001
heFCE crude protein	0.76	0.4	3.30	3.4	< 0.0001
heFCE gross energy	0.69	0.2	2.95	3.0	< 0.0001

¹Dry matter

Mean total DM intake per cow in the high-input dairy system was 19.9 (\pm 1.3) kg DM/day. The human-edible intake was 7.2 (\pm 2.0) kg DM/day (Table 4). In the low-input system, mean total intake was 17.6 (\pm 2.5) kg DM/day and the human-edible intake was 1.6 (\pm 1.4) kg DM/day (Table 4). We found significant difference in the total DM intake and the human-edible DM

intake ($P < 0.001$) between the systems. Cows in the low-input system showed 12 % lower total DM intake compared to cows in the high-input system. However, human-edible proportions accounted only for 9 % of total DM intake in the low-input system and for 36 % in the high-input system respectively. For the high-input system, this resulted in an average heFCE of 0.76 (± 0.4) for protein and an average heFCE of 0.69 (± 0.2) for energy (Table 4). In comparison, in the low-input system mean heFCE equaled 3.3 (± 3.4) for protein and 2.95 (± 3.0) for energy (Table 4). Therefore, average heFCE for protein was slightly higher than for energy. Statistical analysis showed significant difference ($P < 0.001$) in heFCE for protein and energy between the systems (Table 4). We found large variance in heFCE within the low-input system as illustrated in Figure 1. For protein the values ranged between 1.0 and 10.2 and for energy from 1.0 to 9.4. Overall, 10 out of 12 high-input dairy farms revealed values below 1.0, indicating a net food loss.

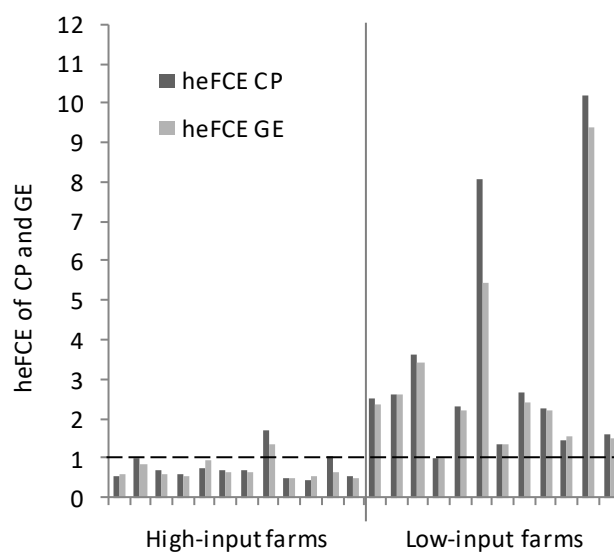


Figure 1: Human-edible feed conversion efficiency (heFCE) for crude protein (CP) and gross energy (GE) comparing high-input and low-input dairy farms, where the dashed line set at 1.0 indicates the efficiency threshold. Results below 1.0 indicate a net loss of food.

3.2 Nutrient use efficiency of nitrogen

The comparison of high-input versus low-input farm systems for their N input, output, balance and use efficiency (UE) is presented in Table 5.

Table 5: Nitrogen (N) use efficiency comparing high-input and low-input farm system and dairy systems.

	Ø High-input	σ	Ø Low-input	σ	P-value
N inputs (kg N/ha)					
Livestock	0.4	1.9	0.9	1.2	0.1737
Mineral fertilizer	80.8	34.0	0.0	0.1	< 0.0001
Organic fertilizer	0.3	0.8	0.2	1.0	0.4650
Plant products	42.0	61.2	10.5	11.6	< 0.0001
Concentrate feeds	73.1	45.0	16.0	13.5	< 0.0001
Biological fixation	28.1	15.1	29.1	10.4	0.2244
Atmospheric deposition	15.5	0.1	15.4	0.5	0.2636
Total	240	83.7	72.0	23.5	< 0.0001
N outputs (kg N/ha)					
Milk	49.0	20.6	23.4	11.0	< 0.0001
Livestock	7.0	4.1	5.9	3.9	0.0456
Plant Products	5.8	9.5	0.9	3.1	< 0.0001
Organic fertilizer	36.9	63.3	0.0	0.0	< 0.0001
Total	98.7	66.5	30.2	12.1	< 0.0001
Stock variation (kg N/ha)	0.8	1.7	0.2	1.8	0.2112
N surplus (kg N/ha)	141	38.7	41.6	13.6	< 0.0001
N use efficiency	0.31	0.07	0.41	0.09	< 0.0001
*N surplus (kg N/ha) dairy system	150	42.2	41.6	13.6	< 0.0001
*N use efficiency dairy system	0.32	0.05	0.41	0.09	< 0.0001

*Surplus and efficiency of N were calculated for the farm system as a whole and solely for the dairy system excluding other farm operations

There was a high degree of variation in inputs and outputs within both systems. Mean total N input was 240 (± 83.7) kg N/ha for the high-input and 72.0 (± 23.5) kg N/ha for the low-input farm system ($P < 0.001$) (Table 5). The main sources of N on high-input farms were mineral N fertilizer and concentrate feed inputs, accounting on average for 80.8 and 73.1 kg N/ha respectively (Table 5). In the low-input farm system the main source of N input was biological fixation by legumes, accounting for 29.1 kg N/ha. There was a total N output of 98.7 (± 66.5) kg N/ha for the high-input and 30.2 (± 12.1) kg N/ha for the low-input farm system ($P < 0.001$) (Table 5). The main source of N output was sold milk in both systems, accounting for 49.0 and 23.4 kg N/ha, respectively. The milk sold by the farm, accounted for 50 % of total exported N

in the high-input farm system and for 78 % of N exported from the low-input farm system. Overall, inputs and outputs resulted in N surpluses on all farms. We found mean N surpluses of 141 (± 38.7) kg N/ha in the high-input farm system and 41.6 (± 13.6) kg N/ha in the low-input farm system, revealing significant difference between systems ($P < 0.001$) (Table 5). Results also showed mean NUE of 0.31 for the high-input and 0.41 for the low-input farm system ($P < 0.001$), resulting in an advantage for the low-input farm system. Comparing solely the high-input and low-input dairy systems and excluding other farm operations (e.g. plant production for sale), we found a N surplus of 150 (± 42.2) kg N/ha for the high-input dairy system and mean NUE of 0.32 (± 0.05) ($P < 0.001$). The surplus and the efficiency of low-input farms remain unchanged. Variation of NUE within the whole farm system is shown in Figure 2. Efficiency of low-input farms ranged between 0.31 and 0.49. Efficiency of high-input farms ranged between 0.26 and 0.39.

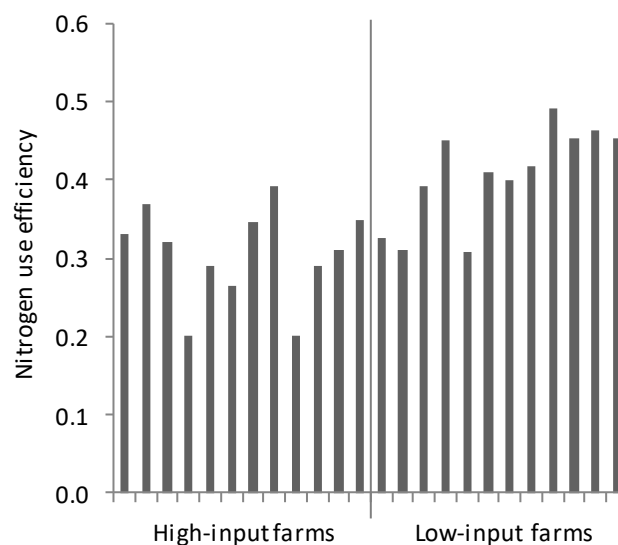


Figure 2: Nitrogen use efficiency comparing high-input and low-input farms.

3.3 Nutrient use efficiency of phosphorus

The comparison of high-input versus low-input farm systems for their P input, output, balance and UE is presented in Table 6.

Table 6: Phosphorus (P) use efficiency comparing high-input and low-input farm system and dairy systems.

	Ø High-input	σ	Ø Low-input	σ	P-value
P inputs (kg P/ha)					
Livestock	0.1	0.5	0.2	0.3	0.1752
Mineral fertilizer	8.3	7.5	0.2	0.9	< 0.0001
Organic fertilizer	0.1	0.3	0.1	0.3	0.3812
Plant products (forage + bedding)	7.7	11.3	1.6	1.6	< 0.0001
Concentrate feeds	14.3	7.4	4.4	3.1	< 0.0001
Total	30.6	15.2	6.4	4.1	< 0.0001
P outputs (kg P/ha)					
Milk	8.3	3.4	3.9	1.7	< 0.0001
Livestock	2.0	1.2	1.5	0.8	0.0011
Plant products	1.2	1.9	0.2	0.6	< 0.0001
Organic fertilizer	7.2	12.6	0.0	0.0	< 0.0001
Total	18.7	12.9	5.6	2.1	< 0.0001
Stock variation (kg P/ha)	0.2	0.5	0.1	0.5	0.1951
P surplus (kg P/ha)	11.7	9.0	0.8	2.9	< 0.0001
P use efficiency	0.58	0.28	1.11	0.72	< 0.0001
* P surplus (kg P/ha) dairy system	14.0	9.9	0.8	2.9	< 0.0001
* P use efficiency dairy system	0.56	0.25	1.11	0.72	< 0.0001

* Surplus and efficiency of P were calculated for the farm system as a whole and solely for the dairy system excluding other farm operations

Results revealed high variation of inputs and outputs within both farm systems. However, we found significant differences ($P < 0.001$) in mean total P input, output and efficiency between the systems. Mean total P input was 30.6 (± 15.2) kg P/ha for the high-input and 6.4 (± 4.1) kg N/ha for the low-input farm system (Table 6). The main sources of P input in the high-input farm system were mineral fertilizer and concentrate feeds, accounting for 8.3 and 14.3 kg P/ha respectively (Table 6). On the low-input farm system the main source of P input was concentrate feed, accounting for 4.4 kg P/ha. In total we found P outputs of 18.7 (± 12.9) kg P/ha for the high-input and 5.6 (± 2.1) kg P/ha for the low-input farm system. The main source of P output from the systems was sold milk, accounting for 8.3 and 3.9 kg P/ha respectively ($P < 0.001$) (Table 6). Overall, inputs and outputs resulted in P surpluses on 11 out of 12 high-input

farms with a mean P surplus of 11.7 (± 9.0) kg P/ha. In contrast, only 6 out of 12 low-input farms revealed to have P surpluses, ranging between 0.1 and 4.6 kg P/ha ($\bar{\text{O}}$ 0.8 kg P/ha). Our results revealed significant differences between the systems ($P < 0.001$) for P surpluses. The high-input farm system attained mean NUE of 0.56 and the low-input farm system 1.11 respectively ($P < 0.001$). Comparing solely the high-input and low-input dairy systems and excluding other farm operations, we found a P surplus of 14 (± 9.9) kg P/ha on the high-input dairy system and a mean NUE of 0.56 (± 0.25) ($P < 0.001$) (Table 6). Variation of NUE within the systems is shown in Figure 3. Efficiency of low-input farms ranged between 0.62 and 2.4. Efficiency of high-input farms ranged between 0.29 and 1.14.

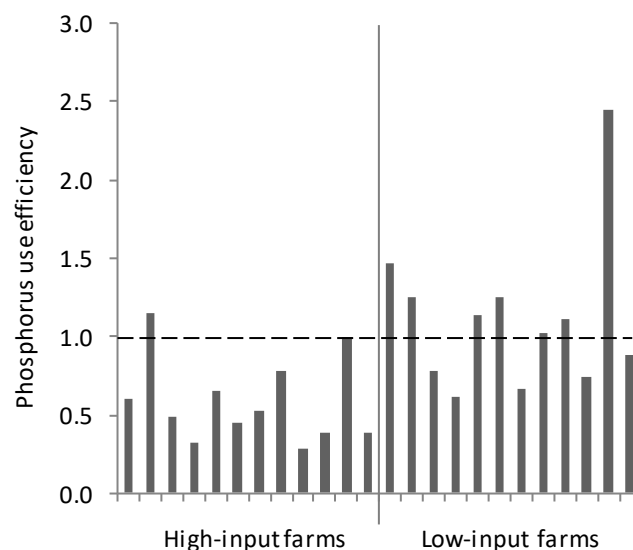


Figure 3: Phosphorus use efficiency comparing high-input and low-input farms, where the dashed line set at 1.0 indicates the efficiency threshold. Results below 1.0 indicate a net loss of phosphorus.

3.4 Energy use efficiency

The mean and dispersion of energy input, output, intensity and efficiency analyzed on high-input and low-input farm systems are shown in Table 7.

Table 7: Energy use efficiency comparing high-input and low-input farm system and dairy systems.

	Ø High-input	σ	Ø Low-input	σ	P-value
Energy inputs direct (GJ ¹)					
Fuel	846	551	271	118	< 0.0001
Diesel	22.8	20.3	36.4	66.8	0.0644
Electricity	929	748	194	80.0	< 0.0001
Energy for water usage	36.8	28.8	9.4	16.7	< 0.0001
Energy inputs indirect (GJ ¹)					
Feedstuff	1,222	1,013	208	177	< 0.0001
Fertilizer	632	464	14.1	36.7	< 0.0001
Seeds	23.0	16.7	2.6	4.3	< 0.0001
Livestock	12.6	57.3	22.0	34.3	< 0.0001
Machinery	192	83.2	120	63.6	< 0.0001
Farm buildings	207	81.3	37.9	52.4	< 0.0001
Total energy inputs (GJ ¹)	4,312	2,606	920	260	< 0.0001
Energy outputs (GJ ¹)					
Milk	3,047	1,064	821	439	< 0.0001
Livestock	286	169	156	170	< 0.0001
Plant products	5,011	9,482	56.8	198	< 0.0001
Total energy output (GJ ¹)	8,343	9,609	1,034	549	< 0.0001
Energy intensity (MJ ² / kg ECM ³)	4.7	2.3	4.2	1.8	0.0130
Energy use efficiency	1.6	0.8	1.1	0.4	< 0.0001
*Energy use efficiency dairy system	1.1	0.1	1.0	0.3	0.1895

*Energy use efficiency was calculated for the farm system as a whole and solely for the dairy system excluding other farm operations

¹Gigajoule

²Megajoule

³Energy corrected milk

Mean total direct and indirect energy input was 4,312 (\pm 2,606) GJ in the high-input and 920 (\pm 260) in the low-input farm system (Table 7). We found significant difference in mean total energy input between the systems ($P < 0.001$). The main sources of energy input were fuel, electricity and feedstuffs. They accounted for 69 % of total energy input in the high-input system and for 73 % in the low-input system respectively. Within the high-input farm system, 632 (\pm 464) GJ from fertilizer inputs accounted for an additional 15 % of total energy input. There

was a total energy output of 8,343 (± 9609) GJ for the high-input and 1,034 (± 549) GJ for the low-input farm system. Analysis revealed significant differences of mean energy output between the systems ($P < 0.001$) (Table 7). The main source of energy output from the high-input farm system was sold plant products, accounting for 5,011 ($\pm 9,482.1$) GJ. Therefore, plant products accounted for 60 % of total energy outputs from the high-input farm system. The milk sold accounted for 37 % of total exported energy in the high-input farm system and for 79 % of total energy exported from the low-input farm system. Overall, energy intensity of milk production was 4.7 (± 2.3) MJ/kg ECM and 4.2 (± 1.8) MJ/kg ECM in high and low-input farm systems respectively ($P < 0.001$) (Table 7). The calculation of the EUE equalled 1.6 for the high-input system and 1.1 for the low-input system ($P < 0.001$). Comparing only the high-input and low-input dairy systems without other farm operations, we did not find differences in EUE between the systems ($P=0.1895$). In this case, results showed mean EUE of 1.1 (± 0.1) in high-input dairy systems and 1.0 (± 0.3) in low-input dairy systems. Variation of EUE within the farm systems is shown in Figure 4. Efficiency of high-input farms ranged between 0.97 and 3.21. Efficiency of low-input farms ranged between 0.45 and 1.86.

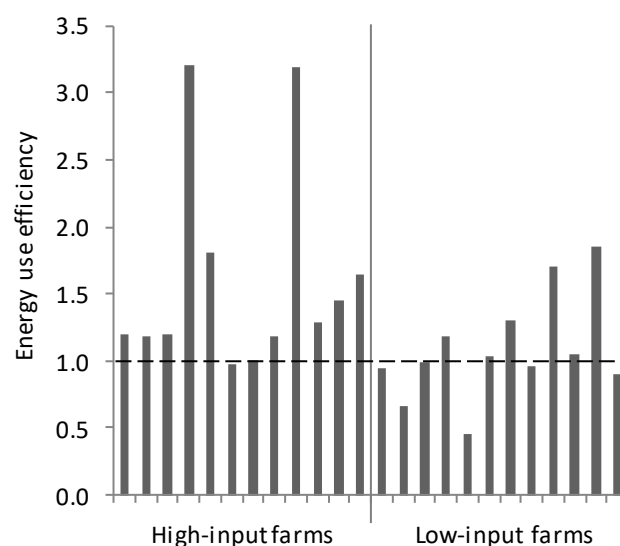


Figure 4: Energy use efficiency comparing high-input and low-input farms, where the dashed line set at 1.0 indicates the efficiency threshold. Results below 1.0 indicate a net loss of energy.

4. Discussion

As shown in our study, feeding potentially human-edible products to produce high amounts of milk reduces human net food availability (Table 4). Human-edible fractions accounted for 36 % of total DM intake in the high-input farm system. Only two of the analyzed high-input farms showed a heFCE slightly above 1.0 (Figure 1). Results below 1.0 indicate a net loss of food. Although increased use of concentrates in dairy cow diet was associated with higher milk productivity, it was consistently negatively associated with heFCE. In contrast, all low-input grass-based dairy farms in this study showed a heFCE above 1.0. Due to very low concentrate supplementation, eight farms showed a heFCE far above 1.0 (Figure 1). Despite lower milk production, minimizing the concentrate quantities and maximizing the amount of grass fed will contribute to human food production by using the evolutionary advantage of ruminant fermentation. Many studies concluded that reducing ruminant and dairy consumption by 50 % or more, will be crucial if the climate targets are to be met (Hedenus, Wirsenius, and Johansson 2014; Westhoek et al. 2014; Hallström, Carlsson-Kanyama, and Börjesson 2015; Bryngelsson et al. 2016). This is because methane emissions particularly from ruminants, comprise 80 % of GHG emissions from livestock (Steinfeld et al. 2006). If meat and dairy product consumption is reduced, ruminant numbers will as a consequence also require reduction. However, it is frequently claimed that reducing the numbers of ruminants would be harmful to global food security (Bryngelsson et al. 2016). According to our research and others (Herrero et al. 2015) this claim does not hold true for the vast majority of ruminant production, occurring in intensive systems, partly based on arable land. Our findings coincide with other studies in that the amount of concentrates per kilogram of milk and per cow was negatively correlated to heFCE (Wilkinson 2011; Ertl et al. 2015a). Increased human food availability, through feeding human-edible materials to animals, can result from increased utilization efficiency of grass and forage crops as a consequence of an improved nutritionally balanced dairy ration (CAST, 1999; Wilkinson and Lee, 2018). Also, feeding by-products from the food processing industry to dairy

cows has the potential to enhance heFCE and net food production (Ertl et al. 2015b). It has to be mentioned, that 11 % of the utilized agricultural land in the EU-28 is grass leys and forage maize produced on arable land (Osterburg et al. 2010), with low nutritive value for the human food supply. These crops occupy arable land which could be used for direct human food production. In some cases, this may be a matter of concern, but we did not include this specific aspect mainly because legumes also make significant contributions to soil fertility and have important functions in sustainable arable farming (Watson, Stockdale, and Rees 2008). However, given that milk and meat are of high nutritional value, the tradeoff is sometimes worthwhile (Smith et al. 2013). Overall, feeding large amounts of human-edible foodstuffs to ruminant livestock has to be questioned in terms of food security. Given that large segments of global ruminant production rely little on grassland/pastoralism and that the global cropland to ruminant ratio per unit of protein output is similar to that of pork and poultry, ruminant systems continue to place significant pressure on edible plant production resources (Herrero et al. 2015). High net food production can be achieved by reducing dairy production from arable land and by fostering dairy farming based on grassland and pastoralism. In combination with ruminant consumption pattern changes as suggested by Bryngelsson et al. (2016), this will have positive effects on food security and climate protection despite lower milk yield potential.

Through lower use of concentrates and fertilizers, low-input grass-based systems also have the potential to reduce the environmental impacts of agricultural and ruminant production (Doole and Kingwell 2015). Overall, 20 to 25 % of mineral fertilizer use (Steinfeld et al. 2006) and about half of the world's production of grain can be ascribed to animal production (Smith et al. 2013). However, a theoretical maximum UE of N in ruminant production of 0.45 to 0.50 was found by other scientists (Steinfeld et al. 2006; Dijkstra et al. 2013). As a consequence, the inherent N assimilation efficiency of animal production is low and a huge amount of N is transported downstream and can have numerous negative effects on ecosystems and humans (Erisman et al. 2011). As shown in our study, the main drivers for high N and P surpluses per hectare were

high concentrate and fertilizer inputs to produce high amounts of animal and plant products (Table 5). Taking surplus N and P as an indicator of local environmental pressure, the high-input system has huge deficits because in our study it accounted for surpluses of 149.9 kg N/ha and 14 kg P/ha. In contrast, the low-input farm system accounted for surpluses of 41.6 kg N/ha and 0.8 kg P/ha, indicating low environmental pressure. Additionally, the low-input grass-based system showed a 10 % higher UE for N and 55 % higher UE for P compared to the high-input confinement-based system (Table 5). Our results coincide with other studies where intensive agricultural practices have led to a severe surplus of N and P. A parallel survey of 21 intensive Irish dairy farms, where atmospheric deposition was excluded, found mean N surpluses of 175 kg N/ha and mean UE for N of 23 % (Mihailescu et al. 2015). Other European studies reported mean N surplus of 255 kg N/ha (England) (Cherry et al. 2012), 191 kg N/ha (Netherlands) (Oenema, Ittersum, and Keulen 2012), 161 kg N/ha (Ireland) and 154 kg N/ha (Netherlands) (Buckley et al. 2016). N surplus for different systems have also been investigated indicating mean surpluses of 223 kg N/ha, 138 kg N/ha and 200 kg N/ha on conventional and 104 kg N/ha, 72 kg N/ha and 77 kg N/ha on organic farms (Thomassen 2008; Einarsson, Cederberg, and Kallus 2018; Flaten et al. 2018). For non-grazing farms 186 kg N/ha were found compared to grazing farms, which accounted for 59.9 kg N/ha on lowlands and 6.4 kg N/ha on highlands (Penati et al. 2011). The same study found mean P surpluses of 30 kg p/ha for non-grazing, 21 kg P/ha for lowland-grazing and -0.15 kg P/ha for highland-grazing systems. As fertilization rates in Europe are very high the average UE of N is only about 36 %, whereas the world average is 50 % (Erisman et al. 2011). Clearly, the need for high fertilizer and concentrate input is more stringent on farms with high production intensity leading to a higher risk of high N and P loss due to inefficient usage. However, substantial improvements in N and P management are possible on many dairy farms (Cherry et al. 2012). Our results show, that lower milk production intensity, by making less use of concentrate and fertilizer inputs, decreases the environmental pressure of dairy systems.

High input of concentrates was also positively associated with high energy consumption within this study. Results are consistent with previous studies, where conventional and confinement-based systems showed higher energy consumption per kilogram of milk compared to organic and grass-based systems (Cederberg and Mattsson 2000; Thomassen 2008; O'Brien et al. 2012; Llanos, Astigarraga, and Picasso 2018). However, when considering sold products to calculate efficiencies, the necessary assumption is that the items are equivalent in terms of the energy needed for their production. Major misinterpretations may arise from the uncritical addition in the total energy output of items at different trophic levels (Bleken, Steinshamn, and Hansen 2005). Since herbivorous animals are at a higher trophic level than plants, the production of beef and milk proteins is much less energy efficient than the production of plant proteins (Bleken, Steinshamn, and Hansen 2005). In this study, the high-input mixed crop-livestock farms showed higher energy conversion efficiencies because 60 % of their outputs were sold plant products of lower trophic level. In contrast, on low-input dairy farms, energy embodied in sold plant products accounted only for 6 % of the outputs sold. High-input and low-input dairy systems were equally efficient when comparing the dairy operations only, where outputs are of the same trophic level. Our results underline, that grain and plant products can be produced on arable land with high energy efficiency. To avoid resource waste and losses, cereals and other crops produced on arable land should therefore primarily cover the dietary needs of humans and monogastric animals, as also suggested by Bryngelsson et al. (2016) to meet the stringent climate targets. In contrast, for the conversion of grassland into human-edible protein of high nutritional value, the evolutionary advantage of ruminants is needed. Because sustained grazing with ruminants is currently the only practicable management option to use grassland, this inefficiency is rather irrelevant as long as the animals are totally grass-fed (Smil 2002). Other studies have reported that organic and pasture-based systems of milk production are also economically competitive, due to low production costs (Kiefer 2014; Schmeer, Döluschitz, and Elsässer 2015; Flaten et al. 2018) and are associated with increased product quality

(Elgersma 2015) and animal welfare (Knaus 2016). In addition, the preservation of valuable landscapes and biodiversity is closely related to grazing and grassland based systems, where large domestic herbivores have a key function (Rosenthal, Schrautzer, and Eichberg 2012) in the regulation and maintenance of grassland and biodiversity (Bignal and McCracken 1996). According to the farm structural survey of the EU, permanent grassland covers 34.2 % of the utilized agricultural land and is the dominant agricultural land-use form in the EU-28 (EUROSTAT 2013). These grasslands provide food and fiber, but also important ecosystem services due to the positive effect from grassland ecosystems on soil erosion mitigation, pollution filtration, landscape preservation and biodiversity as well as accomplishing climatic, sociocultural and economic functions (Briemle and Elsässer 1997; MEA 2005). Ruminants are efficient converters of grass and poor quality feeds and if carbon sinks are taken into account, grassland-based systems can be as GHG efficient as high-input systems (O'Mara 2012). High-input/high-output focused systems often have a very limited view of infinitely complex interactions. The improvement of a single process may shift losses from one process to another (Bleken, Steinshamn, and Hansen 2005). For example, Vellinga and de Vries (2018) found, that reducing the CO₂ emission from ruminants by increasing the milk production per cow is less effective when simultaneously accounting for changes in the amount of beef through decreased fattening traits and additional suckler cow systems. Overall, sustainable increases in livestock production will have to originate from further advancement in the efficiency of livestock systems in converting nutrients, energy and human inedible resources into human edible food (Dijkstra et al. 2013).

5. Conclusion

We showed that grass-based dairy production allows both environmental performance improvement and higher net food production. In conclusion, high nutrient use efficiency, high resource use efficiency and high food production efficiency within dairy farming can be fostered by a more extensive farming system based on grassland, with low concentrate inputs.

Intensifying dairy production based on fertilizer and human edible feed inputs, while abandoning less productive grasslands of high societal value, does not meet long-term sustainable agricultural goals. The results highlight that grass-based dairy farm intensification should primarily focus on increasing grass uptake and maximizing grass utilization efficiency. Because the same nutritional model cannot be applied across all breeds, we suggest further study focusing on animal genetic resources and altered breeding strategies to select the optimal cow for grass-based low-input dairy systems.

6. Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the funding for the Dairyman Project by the European Regional Development Fund (ERDF) under the Programme Interreg IVB North-West Europe. The authors also gratefully acknowledge the funding by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and the Ministry of Rural Affairs, Food and Consumer Protection Baden-Wuerttemberg under the approach of European Innovation Partnership for Agricultural Productivity and Sustainability (EIP-AGRI). The authors also wish to thank the numerous individuals who contributed data to the study.

7. Declaration of interest statement

The authors report no conflict of interest.

8. Funding

This work was supported by the European Regional Development Fund; Ministry of Rural Affairs, Food and Consumer Protection Baden-Wuerttemberg; European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD).

9. References

Basset-Mens, C., S. Ledgard, and M. Boyes. 2008. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* 68: 1615–1625. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.11.017.

Bava, L., A. Sandrucci, M. Zucali, M. Guerci, and A. Tamburini. 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of Dairy Science* 97 (7): 4579–4593. doi:10.3168/jds.2013-7530.

Signal, E. M., and D. I. McCracken. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33 (3): 413–424.

Bleken, M. A., H. Steinshamn, and S. Hansen. 2005. High nitrogen costs of dairy production in Europe: Worsened by intensification. *Ambio* 34 (8): 598–606. doi:10.1579/0044-7447-34.8.598.

Bochu, J.-L., N. Metayer, C. Bordet, and M. Gimaret. 2013. Development of carbon calculator promote low carbon farming practices - methodological guidelines (methods and formula). Deliverable to EC-JRC-IES by Solagro Toulouse, France.

Briemle, G., and M. Elsässer. 1997. Die Funktionen des Grünlandes [The role of grasslands]. *Berichte über Landwirtschaft* 75 (9): 272–290.

Bryngelsson, D., S. Wirsenius, F. Hedenus, and U. Sonesson. 2016. How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy* 59: 152–164. doi:10.1016/j.foodpol.2015.12.012.

Buckley, C., C. H. G. Daatselaar, T. Hennessy, and H. Vrolijk. 2016. Nitrogen use efficiency of milk production – a comparative study of the Republic of Ireland and the Netherlands. Proceedings of the 91st Conference of the Agricultural Economics Society, Dublin, Ireland 91: 1–25.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology). 1999. Animal agriculture and global food supply. Task Force report no. 135. Ames, IA:CAST.

Cederberg, C., and B. Mattsson. 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8: 49–60. doi:10.1016/S0959-6526(99)00311-X.

Cherry, K., S. J. Mooney, S. Ramsden, and M. A. Shepherd. 2012. Using field and farm nitrogen budgets to assess the effectiveness of actions mitigating N loss to water. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147: 82–88. doi:10.1016/j.agee.2011.06.021.

Chobtang, J., S. F. Ledgard, S. J. McLaren, and D. J. Donaghy. 2017. Life cycle environmental impacts of high and low intensification pasture-based milk production systems: A case study

of the Waikato Region, New Zealand. *Journal of Cleaner Production* 140: 664–674.
doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.079.

Clark, D. A., J. R. Caradus, R. M. Monaghan, P. Sharp, and B. S. Thorrold. 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 50: 203–221. doi:10.1080/00288230709510291.

Crosson, P., L. Shalloo, D. O'Brien, G. J. Lanigan, P. A. Foley, T. M. Boland, and D. A. Kenny. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166–167: 29–45.
doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001.

Dijkstra, J., J. France, J.L. Ellis, A.B. Strathe, E. Kebreab, and A. Bannink. 2013. Production efficiency of ruminants: Feed, nitrogen and methane. In *Sustainable Animal Agriculture*, ed E. Kebreab, 10–25. USA: University of California. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Doole, G. J., and R. Kingwell. 2015. Efficient economic and environmental management of pastoral systems: Theory and application. *Agricultural Systems* 133: 73–84.
doi:10.1016/j.agsy.2014.10.011.

Einarsson, R., C. Cederberg, and J. Kallus. 2018. Nitrogen flows on organic and conventional dairy farms: A comparison of three indicators. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 110: 25–38. doi:10.1007/s10705-017-9861-y.

Elgersma, A. 2015. Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology* 117: 1345–1369.
doi:10.1002/ejlt.201400469.

Elsässer, M., K. Herrmann, and T. Jilg. 2013. The DAIRYMAN-Sustainability- Index (DSI) as a possible tool for the evaluation of sustainability of dairy farms in Northwest-Europe. Dairyman-Report 3.

Erisman, J. W., H. van Grinsven, B. Grizzetti, F. Bouraoui, D. Powlson, M. A. Sutton, A. Bleeker, and S. Reis. 2011. 2 The European nitrogen problem in a global perspective. In *The European nitrogen assessment - chapter 2*, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Beeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti, 9-31. New York, USA: Cambridge University Press.

Ertl, P., H. Klocker, S. Hörtenhuber, W. Knaus, and W. Zollitsch. 2015a. The net contribution

of dairy production to human food supply: The case of austrian dairy farms. *Agricultural Systems* 137: 119–125. doi:10.1016/j.agsy.2015.04.004.

Ertl, P., Q. Zebeli, W. Zollitsch, and W. Knaus. 2015b. Feeding of by-products completely replaced cereals and pulses in dairy cows and enhanced edible feed conversion ratio. *Journal of Dairy Science* 98: 1225–1233. doi:10.3168/jds.2014-8810.

European Commission. 1991. Council Directive of 12 December 1991 Concerning the Protection of Waters against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources (91/676/EEC). Official Journal of the European Communities No L 375.

European Commission. 2001. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Official Journal of the European Communities No L 309.

European Commission. 2011. A Roadmap for Moving to a Competitive Low Carbon Economy in 2050. Communication from the Commission 112 final. Brussels, Belgium: European Commission.

European Environment Agency. 2018. National Emission Ceilings (NEC) - Directive Reporting Status 2018. European Environment Agency.

EUROSTAT. 2013. Farm structure survey 2013. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics>.

Flaten, O., M. Koesling, S. Hansen, A. Veidal, and O. Flaten. 2018. Links between profitability, nitrogen surplus, greenhouse gas emissions, and energy intensity on organic and conventional dairy farms. *Agroecology and Sustainable Food Systems*. doi:10.1080/21683565.2018.1544960.

Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342. doi:10.1038/nature10452.

Gerber, P. J., A. Uwizeye, R. P.O. Schulte, C. I. Opio, and I. J. M. de Boer. 2014. Nutrient use efficiency: A valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 9: 122–130. doi:10.1016/j.cosust.2014.09.007.

Gerber, P. J., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, A. Falcucci, and G. Tempio. 2013. *Tackling climate change through livestock - a global assessment of emissions and*

mitigation opportunities. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Hallström, E., A. Carlsson-Kanyama, and P. Börjesson. 2015. Environmental impact of dietary change: A systematic review. *Journal of Cleaner Production* 91: 1–11. doi:10.1016/j.jclepro.2014.12.008.

Hanrahan, L., N. McHugh, T. Hennessy, B. Moran, R. Kearney, M. Wallace, and L. Shalloo. 2018. Factors associated with profitability in pasture-based systems of milk production. *Journal of Dairy Science* 101: 5474–5485. doi:10.3168/jds.2017-13223.

Hedenus, F., S. Wirsenius, and D. J.A. Johansson. 2014. The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change* 124: 79–91. doi:10.1007/s10584-014-1104-5.

Herrero, M., P. Havlík, H. Valin, A. Notenbaert, M. C Rufino, P. K. Thornton, M. Blümmel, F. Weiss, D. Grace, and M. Obersteiner. 2013. Biomass use, production, feed efficiencies and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (52): 20888–20893. doi:10.1073/pnas.1308149110.

Herrero, M., S. Wirsenius, B. Henderson, C. Rigolot, P. Thornton, P. Havlík, I. de Boer, and P. J. Gerber. 2015. Livestock and the environment: What have we learned in the past decade? *Annual Review of Environment and Resources* 40: 177–202. doi:10.1146/annurev-environ-031113-093503.

Kiefer, L. R. 2014. Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands [Analysis of pasture farms and pasture systems in south Germany]. PhD Diss. Universität Hohenheim. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Knaus, W. 2016. Perspectives on pasture versus indoor feeding of dairy cows. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 96: 9–17. doi:10.1002/jsfa.7273.

Korsaeth, A., and R. Eltun. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79: 199–214. doi:10.1016/S0167-8809(00)00129-8.

Leip, A., G. Billen, J. Garnier, B. Grizzetti, L. Lassaletta, S. Reis, D. Simpson, et al. 2015.

Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters* 10 (115004). doi:10.1088/1748-9326/10/11/115004.

Llanos, E., L. Astigarraga, and V. Picasso. 2018. Energy and economic efficiency in grazing dairy systems under alternative intensification strategies. *European Journal of Agronomy* 92: 133–140. doi:10.1016/j.eja.2017.10.010.

McDonald, P., R. A. Edward, J. F. D. Greenhalgh, C. A. Morgan, L. A. Sinclair, and R. G. Wilkinson. 2010. *Animal Nutrition*. 7th ed. Harlow, UK: Longman Scientific & Technical. doi:10.1079/9781845934125.0000.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being. Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC, USA: Island Press.

Mihailescu, E., P. N.C. Murphy, W. Ryan, I. A. Casey, and J. Humphreys. 2015. Nitrogen balance and use efficiency on 21 intensive grass-based dairy farms in the South of Ireland. *Journal of Agricultural Science* 153 (3): 520–537. doi:10.1017/S0021859614000641.

O'Brien, D., L. Shalloo, J. Patton, F. Buckley, C. Grainger, and M. Wallace. 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* 107: 33–46. doi:10.1016/j.agsy.2011.11.004.

O'Mara, F. P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110: 1263–1270. doi:10.1093/aob/mcs209.

Oenema, J., M. van Ittersum, and H. van Keulen. 2012. Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162: 116–126. doi:10.1016/j.agee.2012.08.012.

Opio, C., P. Gerber, A. Mottet, A. Falcucci, G. Tempio, M. MacLeod, T. Vellinga, B. Henderson, and H. Steinfeld. 2013. *Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains - a global life cycle assessment*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Osterburg, B., F. Isermeyer, B. Lassen, and N. Röder. 2010. Impact of economic and political drivers on grassland use in the EU. *Grassland Science in Europe* 15: 14–28.

Penati, C., P. B.M. Berentsen, A. Tamburini, A. Sandrucci, and I. J.M. de Boer. 2011. Effect of abandoning highland grazing on nutrient balances and economic performance of Italian

- alpine dairy farms. *Livestock Science* 139: 142–149. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.008.
- Powell, J. M., M. Macleod, T. V. Vellinga, C. Opio, A. Falcucci, G. Tempio, H. Steinfeld, and P. Gerber. 2013. Feed – milk – manure nitrogen relationships in global dairy production systems. *Livestock Science* 152: 261–272. doi:10.1016/j.livsci.2013.01.001.
- Rosenthal, G., J. Schrautzer, and C. Eichberg. 2012. Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 32: 167–205.
- Schmeer, P., R. Doluschitz, and M. Elsässer. 2015. Comparison of grazing vs indoor feeding on environmental and economic sustainability of dairy-systems. *Grassland Science in Europe* 21: 98-100.
- Smil, V. 2002. Nitrogen and food production: proteins for human diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2): 126–131. doi:10.1639/0044-7447(2002)031[0126:NAFPPF]2.0.CO;2.
- Smith, J., K. Sones, D. Grace, S. MacMillan, S. Tarawali, and M. Herrero. 2013. Beyond milk, meat, and eggs: Role of livestock in food and nutrition security. *Animal Frontiers* 3 (1): 6–13. doi:10.2527/af.2013-0002.
- Solagro. 2013. Manual climate friendly agriculture. Evaluations and improvements for energy and greenhouse gas emissions at the farm level in the European Union. AgiClimateChange Project. Toulouse, France: Solagro.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castl, M. Rosales, and C. de Haan. 2006. *Livestock's long shadow - environmental issues and options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Thomassen, M. A. 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96: 95–107. doi:10.1016/j.agsy.2007.06.001.
- Thomet, P., E. Cutullic, W. Bisig, C. Wuest, M. Elsaesser, S. Steinberger, and A. Steinwider. 2011. Merits of full grazing systems as a sustainable and efficient milk production strategy. *Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation, Gumpenstein, Austria* 16: 273–285.
- Tilman, D., C. Balzer, J. Hill, and B. L. Befort. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United*

States of America 108 (50): 20260–20264. doi:10.1073/pnas.1116437108.

Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D. Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, and D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284.

Udo, H. M. J., H. A. Aklilu, L. T. Phong, R. H. Bosma, I. G. S. Budisatria, B. R. Patil, T. Samdup, and B. O. Bebe. 2011. Impact of intensification of different types of livestock production in smallholder crop-livestock systems. *Livestock Science* 139: 22–29. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.020.

Vellinga, T. V., and M. de Vries. 2018. Effectiveness of climate change mitigation options considering the amount of meat produced in dairy systems. *Agricultural Systems* 162: 136–144. doi:10.1016/j.agsy.2018.01.026.

Watson, C. A., E. A. Stockdale, and R. M. Rees. 2008. Assessment and maintenance of soil fertility in temperate organic agriculture. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 3 (No. 021). doi:10.1079/PAVSNNR20083021.

Westhoek, H., J. P. Lesschen, T. Rood, S. Wagner, A. De Marco, D. Murphy-Bokern, A. Leip, H. van Grinsven, M. A. Sutton, and O. Oenema. 2014. Food choices, health and environment: effects of cutting europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26: 196–205. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004.

Wilkinson, J. M. 2011. Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal* 5 (7): 1014–1022. doi:10.1017/S175173111100005X.

Wilkinson, J. M., and M. R. F. Lee. 2018. Review: Use of human-edible animal feeds by ruminant livestock. *Animal* 12 (8): 1735–1743. doi:10.1017/S175173111700218X.

Yan, M.-J., J. Humphreys, and N. M. Holden. 2013. Life cycle assessment of milk production from commercial dairy farms: the influence of management tactics. *Journal of Dairy Science* 96 (7). doi:10.3168/jds.2012-6139.

Zanetti, S. and B. Boller. 1996. Symbiontische N₂-Fixierung im Feldfutterbau: Möglichkeiten und Grenzen der Schätzung dieses N-Importes [Nitrogen fixation in forage production: possibilities and limits of estimations]. Workshop Zur Nährstoffbilanzierung im ökologischen Landbau am 5. und 6. Dezember, ZALF Münchberg, 44–4. Müncheberg, Germany: ZALF.

2.2. Wie nachhaltig und konkurrenzfähig ist die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Mittelgebirgslagen Süddeutschlands?

Status: Veröffentlicht am 20.03.2020

Journal: Berichte über Landwirtschaft, Band 98, Heft 1

Autoren: Juliane Dentler, Lukas Kiefer, Theresa Hummler, Enno Bahrs, Martin Elsäßer

Link: <https://doi.org/10.12767/buel.v98i1.264>

Dieser Beitrag ist in dieser Form in der Zeitschrift für *Berichte über Landwirtschaft* veröffentlicht. Die Zweitveröffentlichung erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlags

Wie nachhaltig und konkurrenzfähig ist die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Mittelgebirgslagen Süddeutschlands?

Juliane Dentler^a, Lukas Kiefer^b, Theresa Hummler^a, Enno Bahrs^b, Martin Elsaesser^a

^aLandwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, Fachbereich Grünlandwirtschaft und Futterbau, Atzenberger Weg 99, 88326 Aulendorf

^bUniversität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre (410b), Schwerzstraße 44, 70599 Stuttgart

Grünlandbetriebe in benachteiligten Regionen bewirtschaften insgesamt 62 % des gesamten Dauergrünlandes (ha LF) in Baden-Württemberg. Aufgrund geringer Erträge, geringer Milchleistungen und hohen Arbeitskosten gilt eine grünlandbasierte Bewirtschaftung speziell in diesen Regionen aber oft weder als ökonomisch wettbewerbsfähig noch als ökologisch sowie sozial nachhaltig. Andererseits werden durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung dieser Flächen wichtige und für die Gesellschaft unverzichtbare Ökosystemdienstleistungen erbracht, die eine geringere Produktionseffizienz voraussetzen und häufig in der Bewertung der Nachhaltigkeit nicht berücksichtigt werden. Im Rahmen des EIP-Projekts „Nachhaltige Grünlandnutzung in ausgewählten Problemgebieten Baden-Württembergs“ wurden daher insgesamt 12 Milchviehbetriebe im Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb umfangreich hinsichtlich ökonomischer, ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit ausgewertet und mit erfolgreichen Milchviehbetrieben mit ganzjähriger Stallhaltung in Gunstlagen verglichen. Innerhalb der untersuchten Stichprobe stellten die wirtschaftlich erfolgreichsten Grünlandbetriebe auf Basis des kalkulatorischen Betriebszweigergebnisses je kg Milch (ECM) und je Kuh im Vergleich zu er-

folgreichen Betriebssystemen der Gunstlagen eine sehr hohe Wettbewerbsfähigkeit unter Beweis, allerdings unter Berücksichtigung überdurchschnittlich hoher Förderungen durch die 2. Säule. Beim Vergleich des CO₂-Fußabdrucks schnitten, unter Berücksichtigung der CO₂-Speicherung und der erbrachten Ökosystemdienstleistungen, die Grünlandbetriebe der Ungunstlagen, trotz einer geringeren Produktionseffizienz, besser ab. Außerdem konnte gezeigt werden, dass die Betriebsleiter der EIP-Pilotbetriebe ein höheres Maß an Freizeit hatten, insgesamt mit der Betriebssituation zufriedener waren und sich von der Bevölkerung und durch Berufskollegen wertgeschätzt fühlten. Die Auswertungen zur Nachhaltigkeit machen folglich deutlich, dass derzeit auf den besseren Standorten der benachteiligten Gebiete bei guten Betriebsleiterfähigkeiten auch im Vergleich zu sehr erfolgreichen Betrieben aus Gunstlagen ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig Milch produziert werden kann. Andererseits gibt es jedoch auch Problemlagen, auf denen eine Fortführung der Milchproduktion, auch bei sehr guten Managementfähigkeiten der Betriebsleiter, unrentabel erscheint. Vor diesem Hintergrund sollten die z. T. höheren Ökosystemdienstleistungen in diesen Problemlagen gesellschaftlich angemessen ökologisch bewertet und ökonomisch entlohnt werden. Damit wäre auch eine ökonomisch nachhaltige Weiterbewirtschaftung des Grünlands in diesen Problemlagen verstärkt möglich.

1. Einleitung

In Baden-Württemberg sind im Jahr 2018 insgesamt 39 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche, das sind 547.900 Hektar, mit Wiesen und Weiden des Dauergrünlands bedeckt (Statistisches Landesamt, 2018). Neben ihrer Ertragsfunktion stiften diese Grünlandflächen einen hohen zusätzlichen Nutzen für die Gesellschaft, indem sie wichtige Ökosystemdienstleistungen erbringen und damit zentrale Funktionen bezüglich Klima-, Umwelt-, Kultur- und Naturschutz erfüllen. Zu diesen Leistungen gehören Prozesse, die zur Regulierung des Wassers bei-

tragen, Bodendegradation verhindern und zudem Treibhausgasemissionen und Nährstoffausträge mindern. Darüber hinaus hat das Grünland eine wichtige Funktion zum Erhalt der biologischen Artenvielfalt und trägt als wichtiges Element zu einer strukturierten und multifunktionalen Kultur- und Erholungslandschaft in ländlichen Räumen bei (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2016; MEA, 2005; Briemle und Elsässer, 1997). Durch das europaweite Umwandlungsverbot von Dauergrünlandflächen wurde der Dauergrünlandanteil der landwirtschaftlichen Fläche weitestgehend fixiert (Gemeinsame Agrarpolitik der EU (2007-2013)) (DAFA, 2015). Die Reform der gemeinsamen Agrarpolitik (2014-2020) stärkt durch das sogenannte Greening und durch eine Förderung innerhalb der 1. Säule das Grünland (DAFA, 2015). Indirekt dienen viele weitere Agrarumweltmaßnahmen innerhalb der 2. Säule der Stützung von Betrieben mit Grünland und Weidegang, insbesondere durch den Bezug zu schwierig zu bewirtschaftendem Grünland, durch hohe Fördersätze für Ökobetriebe, speziellen Weideprämien und durch die Maßnahmen des Förderprogramms für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT) in Baden-Württemberg. Über Jahrzehnte war die Bedeutung von Grünland im Vergleich zum Ackerland jedoch stark rückläufig. Anfang der 1990er Jahre führten Prämienansprüche für Ackerfutterflächen zu erheblichen Kostenreduzierungen je Energieeinheit Silomais gegenüber nicht prämierten Grünland. Als Folge wurde nicht ackerfähiges Grünland extensiviert, oft unterstützt durch Förderprogramme wie MEKA oder KULAP. Auf ackerfähigen Standorten wurde Grünland dagegen intensiviert oder vielfach umgebrochen (DAFA, 2015).

Dadurch hat sich die Grünlandbewirtschaftung regional sehr unterschiedlich entwickelt. In der Konsequenz resultierten in Gunstlagen kapital- und energieintensive Milchproduktionssysteme mit zunehmend ganzjähriger Stallhaltung und silomaisbasierter Fütterung. Die Intensivierung, basierend auf einem enormen Zuchtfortschritt in der Rinderzucht, einem deutlich gestiegenen Einsatz von Energie- und Eiweißfuttermitteln, einem besseren Herden- und Produktionsmanagement und einer höheren Düngungs- und Nutzungshäufigkeit des Grünlands,

führten zu einer technisch besseren Bewirtschaftbarkeit, steigenden Erträgen, größeren Viehbeständen, verbesserten Futterqualitäten und sehr viel höheren Milchleistungen (BMELV, 2010). Allerdings bedeutet diese Entwicklung auch eine Abkehr vom Grünland und insbesondere der Weidehaltung von Milchkühen. Damit einhergehend ist ein gravierender Verlust der Vielgestaltigkeit und Artenvielfalt im Dauergrünland festzustellen (Naturkapital Deutschland– TEEB DE, 2016). Die genannten Entwicklungen haben auch dazu geführt, dass die Belastungsgrenzen der regionalen und weltweiten Ökosysteme erreicht sind. Ausgehend von der Gesamtbelastung der Ökosysteme durch die Landwirtschaft, ist die Nutztierhaltung in Europa für 78 % des Verlusts der terrestrischen Biodiversität, 80 % der Bodenversauerung und Luftverschmutzung, 81 % der globalen Erwärmung und 73 % der Wasserverschmutzung verantwortlich (Leip et al. 2015).

Nachhaltige landwirtschaftliche Bewirtschaftungssysteme haben daher aus vielerlei Hinsicht einen enorm wichtigen Stellenwert für die Landwirtschaft und unsere Gesellschaft. Damit eine nachhaltige Bewirtschaftung von Dauergrünlandflächen gewährleistet werden kann, kommt neben der ökonomischen Rentabilität die Forderung einer ökologisch tragfähigen Bewirtschaftung hinzu. Die ökologische Nachhaltigkeit wird mit einer möglichst ressourcenschonenden Landnutzung und geringen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden. Darüber hinaus ist für die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung auch von Bedeutung, ob Landwirte sich auf ihrem Hof wohl fühlen, ob sie ihren Beruf gern ausüben und ob ihre Kinder sich vorstellen können, diesen Betrieb einmal zu übernehmen. Man spricht in diesem Fall von sozialer Nachhaltigkeit. Alle drei Funktionen – ökonomische, ökologische und soziale Nachhaltigkeit – sind auf Betriebs-ebene dafür entscheidend, ob die Landwirtschaft in der bisherigen Form fortgeführt werden kann.

Verschiedene Studien konnten zeigen, dass die grünlandbasierte und kraftfutterreduzierte Milchproduktion mit Weidegang von Milchkühen, im Vergleich zu intensiver ganzjähriger Stallhaltung, ökonomisch konkurrenzfähig sein kann (Kiefer, 2014) und gleichzeitig für die

Umwelt und ihre Funktionen vorteilhaft ist (Gerowitt et al. 2013). Darüber hinaus kann sie maßgeblich zur Netto-Lebensmittelproduktion beitragen (Ertl et al. 2015), einen positiven Beitrag zum Tierwohl leisten (Battaglini et al. 2014; Wätzold et al. 2015), von Verbrauchern wertgeschätzt werden (Weinrich et al. 2014) sowie zu einer höheren Produktqualität führen (Elgersma, 2015).

Insgesamt 62 % des Dauergrünlandes (ha LF) in Baden-Württemberg liegen in benachteiligten Gebieten (LEL, 2019). Gerade Grünlandbetriebe in den benachteiligten Mittelgebirgsregionen Schwarzwald und Schwäbische Alb haben daher eine besondere Bedeutung für den Erhalt von Grünland und seiner vielfältigen Funktionen in Baden-Württemberg. Aufgrund geringer Erträge und hohen Arbeitskosten gilt eine Bewirtschaftung speziell in diesen Regionen aber oft als nicht wettbewerbsfähig. Als entscheidende Gründe für die relative Vorzüglichkeit der ganzjährigen Stallhaltung werden daher vor allem betriebs- und arbeitswirtschaftliche Vorteile genannt. Zusätzlich scheint ein Widerspruch zwischen einer aus Klimaschutzgründen wünschenswerten hohen Produktionseffizienz und dem Erhalt von Ökosystemdienstleistungen zu bestehen, die maßgeblich durch eine eher extensive Produktionsweise erreicht werden.

In diesem Kontext ist es das Ziel der vorliegenden Studie zu prüfen, ob in den benachteiligten Grünlandregionen Schwarzwald und Schwäbische Alb auf Basis der grünlandbasierten Milcherzeugung mit Weide und geringem Kraftfutteraufwand im Vergleich zur Milcherzeugung in Gunstlagen und der ganzjährigen Stallhaltung mit höheren Einzeltierleistungen, eine wirtschaftliche sowie ökologisch und sozial nachhaltige Landwirtschaft möglich ist. Ein weiteres Ziel war es außerdem aufzuzeigen, welche Rahmenbedingungen entscheidend für eine dauerhaft nachhaltige Bewirtschaftung von Grünland sind und daher Wege zu einer ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltigen Landwirtschaft darstellen können.

2. Material und Methoden

Als Teil des EIP-Projekts „Nachhaltige Grünlandnutzung in ausgewählten Problemgebieten Baden-Württembergs“ wurden insgesamt 12 Betriebe im Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb in den Jahren 2014/2015 bis 2016/2017 umfangreich hinsichtlich ökonomischer, ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit ausgewertet. Die Betriebsauswahl basierte auf der Bereitschaft der Landwirte, umfangreiche Betriebsdaten zur Verfügung zu stellen. Alle Betriebe wirtschaften nach den Richtlinien des Biologischen Landbaus, haben während der Vegetationszeit Tag und Nacht Weide und überwiegend auch saisonale Blockabkalbung. Insgesamt fünf Betriebe sind reine Heumilchbetriebe, ansonsten setzten sich die Rationen aus Weidegras im Sommer und Grassilage im Winter zusammen. Mit einer Ausnahme werden außerdem alle Betriebe der Stichprobe im Haupterwerb bewirtschaftet. Alle Daten wurden in enger Zusammenarbeit mit den Landwirten innerhalb der Projektlaufzeit in den Jahren 2016 bis 2019 erhoben. Im Wesentlichen entstammen die Daten dabei aus der Landwirtschaftlichen Buchführung, jährlichen Betriebszweigauswertungen auf den Betrieben, postalisch versandten Fragebögen und persönlichen Befragungen.

Als Vergleichsbetriebe wurden unter anderem die Daten aus dem EU Interreg IVb NWE Projekt DAIRYMAN herangezogen (Elsäßer al. 2015), das zum Ziel hatte, die Nachhaltigkeit der Milcherzeugung in Nord-West Europa darzustellen. Die im Vergleich verwendeten Daten von DAIRYMAN beziehen sich auf 12 landwirtschaftliche Betriebe in Baden-Württemberg und stammen aus den Jahren 2009-2012. Alle für den Vergleich herangezogenen Dairyman-Betriebe sind konventionelle Stallhaltungsbetriebe mit Ackerbau und optimierten Einzeltierleistungen. Für die Erhebungen zur ökonomischen, ökologischen und sozialen Nachhaltigkeit im Dairyman-Projekt wurden die gleichen Methoden wie im EIP-Projekt angewendet. Die Stichprobe der Dairyman-Betriebe ist daher nicht nur hinsichtlich eines Systemvergleichs als Vergleichsgruppe sehr gut geeignet, sondern es kann auch eine methodisch einheitliche Vorgehensweise unterstellt werden.

2.1 Ökonomische Nachhaltigkeit

Die Betriebe wurden mit dem von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum (LEL) Schwäbisch Gmünd entwickelten Betriebszweigauswertungs-Programm „BZA-Office“ über drei Jahre (2014-2017) hinsichtlich Ihrer Leistungen und Vollkosten der Milchproduktion, inklusive Jungviehaufzucht sowie die Grundfuttervollkosten, ausgewertet. Allein ein Vergleich auch unter Berücksichtigung kalkulatorischer Größen erlaubt eine aussagekräftige Ergebnisdarstellung, wenngleich diese Form erheblich aufwändiger ist als die alleinige Darstellung pagatorischer Erfolgskennzahlen. In diesem Zusammenhang wurde als Zielgröße der ökonomischen Bewertung der kalkulatorische Betriebszweigewinn in Euro je Kuh bzw. Cent je Kilogramm Milch als Maßstab einer vollumfänglichen Faktorentlohnung (Boden, Arbeit, Kapital) gewählt (vgl. dazu auch DLG, 2011). Darüber hinaus wurde auch der pagatorisch (steuerlich) ermittelte Gewinn je Kuh bzw. je Kilogramm Milch als Vergleichsgröße ermittelt. Die Arbeitszeit wurde einheitlich mit einem Stundenlohn von 17,50 € vergütet. Zudem wurden ortsübliche Pachtpreise angenommen und 5 % Zinsen für eingesetztes Kapital angesetzt. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden Kraftfuttermittel einheitlich in Kraftfutter der Energiestufe 3 (6,7 MJ NEL/kg TM) konvertiert. Zum Vergleich der Milchleistung werden die Daten auf Basis der Fett- und Eiweiß korrigierten Milch (ECM-Milch) ausgewertet (Sjaunja et al. 1990):

$$\text{ECM (kg)} = \text{kg Milch} \times 0,1226 \times \text{Fett-\%} + 0,776 \times \text{Protein-\%} + 0,2534 \quad (1)$$

Die Grundfutterleistung wurde innerhalb des Programms aus dem tierindividuellen Nährstoffbedarf abzüglich der kalkulierten Milchleistung aus verfüttertem Kraftfutter berechnet. Hierzu wird standardmäßig innerhalb der BZA nach wie vor mit 2 kg Milch pro kg gefüttertem Kraftfutter (6,7 MJ NEL/kg TM) gerechnet. Ebenso wurde über den Energiebedarf für Erhaltung und Leistung der Milchkühe abzüglich der Energie aus Kraftfutter der rechnerische Grünlandertrag je Betrieb ermittelt.

2.2 Ökologische Nachhaltigkeit am Beispiel des CO₂-Fußabdrucks

Die Betriebe wurden mit Hilfe des AgriClimateChange Tools (ACCT), das im Rahmen des EU Live+ Programms entwickelt wurde (Bochu et al. 2013; Solagro, 2013), über drei Jahre (2014-2017) hinsichtlich ihres CO₂-Fußabdrucks ausgewertet. Das ACCT basiert auf den Angaben und Richtlinien von LCA (Life Cycle Analysis), IPCC (Intergovernmental Panel on CLimate Change) (IPPC, 2006a; 2006b), ISO Norm 14040 und 14044 (ISO, 2009, 2006), Bilan Carbone, Dia'terre, PLANETE GES, sowie den nationalen und internationalen Emissionsberichterstattungen und nimmt zudem Bezug auf die Entscheidungen der Europäischen Kommission zu den Leitlinien für die Berechnung der Kohlenstofffixierung in Böden (gemäß Anhang V der Verordnung 2009/28/EC). Mit dem ACCT wurden die THG-Emissionen und die Kohlenstoffspeicherung der landwirtschaftlichen Betriebe bilanziert. Das ACCT erfasst den Gesamtbetrieb und einzelne Produktionszweige. Die Daten entstammen im Wesentlichen dem gemeinsamen Antrag, den Buchführungsdaten sowie den Rechnungen für Treibstoff, Strom und andere Produktionsmittel der Betriebe. Die THG-Emissionen wurden aus dem Einsatz direkter und indirekter Energie, aus der Tierhaltung und aus landwirtschaftlichen Böden aufgrund von verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen und Düngereinsatz ermittelt. In Übereinstimmung mit den Prinzipien der LCA werden zur Bilanzierung direkte und indirekte Energieposten erhoben und mit Koeffizienten hinterlegt. Als Systemgrenze wurde das Hoftor („cradle to farm-gate“) gewählt. Der direkte Energieeinsatz berücksichtigt die Nutzung von Energieträgern wie Strom, Kraft- und Brennstoffe. Der indirekte Energieeinsatz umfasst den Energieeinsatz von stofflichen Inputs (Betriebsmittel) die für die Produktion notwendig sind, dabei wurden Aufwendungen für Gewinnung, Herstellung und Transport berücksichtigt. Zu den Treibhausgasen die für die Landwirtschaft maßgebend sind gehören Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄), sie werden in Abhängigkeit von ihrer Wirkung auf die Erderwärmung in CO₂-Äquivalente (CO₂eq) umgerechnet und zum CO₂-Fußabdruck (engl: Product Carbon Footprint, PCF) aufsummiert. Die funktionale Einheit ist ein Kilogramm Fett-

und Eiweiß korrigierte Milch (ECM) (vgl. Formel 1). Das Programm berücksichtigt außerdem eine Einschätzung der jährlichen Kohlenstoffspeicherung durch Böden, Vegetations- und Landschaftselemente und im Bauholz von Gebäuden. Die Kohlenstoffspeicherung kann beispielsweise durch Grünlandbewirtschaftung, Direktsaat oder Vegetations- und Landschaftselemente begünstigt werden. Für Dauergrünland, das jünger als 30 Jahre ist, wurde durch das ACCT eine jährliche Fixierung von 1,83 t CO₂/ha angenommen. Für Dauergrünland, das älter als 30 Jahre ist, wird eine jährliche Fixierung von 0,73 t CO₂/ha unterstellt (vgl. Soussana et al. 2004).

Generell wird bei der Erzeugung von Milch nicht nur ein funktionaler Output generiert, sondern durch die Erzeugung von Kälbern und Altkühen entstehen weitere Nebenprodukte in Form von Fleisch. Es ist daher notwendig die Gesamtemissionen nach einer entsprechenden Allokationsmethode auf die Haupt- und Nebenprodukte eines landwirtschaftlichen Betriebes zu verteilen. Zur Aufteilung von Emissionen auf ihre jeweiligen Verursacher wurde das physikalische und das ökonomische Verhältnis zwischen den Produkten Milch und Fleisch herangezogen (Cederberg und Stadig, 2003). In Anlehnung an (Kiefer et al. 2015) wurde zusätzlich die Funktion „Ökosystemdienstleistungen“ ergänzt, so dass in einem dritten Schritt die Emissionen im ökonomischen Verhältnis zwischen den Erlösen für Milch, Fleisch sowie den gekoppelten Zahlungen aus der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik aufgeteilt wurden. Diese Zahlungen spiegeln die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für die erbrachten Ökosystemdienstleistungen wieder und beziehen sich vorwiegend auf die extensive Bewirtschaftung von steilem und artenreichem Grünland ohne Ausbringung mineralischer Düngemittel sowie die Nutzung bedrohter Rinderrassen.

Die physikalische Allokation wurde nach ISO 14044 (IDF, 2015) wie folgt gewählt:

$$\text{AFMilch} = 1 - 6,04 \times \text{BMR} \quad (2)$$

Dabei ist AF der Allokationsfaktor für Milch und BMR ist das Verhältnis aus erzeugtem Fleisch (kg Lebendgewicht) und erzeugter Milch (kg ECM).

2.3 Soziale Nachhaltigkeit

Die soziale Nachhaltigkeit ist ein integraler Bestandteil der sogenannten Drei-Säulen-Konzeption der Nachhaltigkeit und wird seit 1987 nach Gro Brundtland als gleichberechtigt mit der ökonomischen und ökologischen Dimension betrachtet. Soziales Handeln meint dabei aber hauptsächlich die Berücksichtigung der Bedürfnisse zukünftiger Generationen. Die soziale Nachhaltigkeit bietet damit sehr viele Definitionen und Facetten auch außerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebs, weshalb zur Bewertung nicht ein aggregierter Nachhaltigkeitsindikator identifiziert werden kann und auch wenige konkrete Kennzahlen messbar sind. Dabei handelt es sich meist um Minimalstandards (Armutdefinition) oder Durchschnittsgrößen (Durchschnittseinkommen) (Zapf et al. 2009). Die soziale Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe ist dabei stärker vom Individuum als vom System insgesamt abhängig (DLG, 2019) und wurde daher auch auf individueller und einzelbetrieblicher Basis bewertet.

Das Institut für sozial-ökonomische Forschung (ISOE) in Frankfurt hat vier Schlüsselemente der sozialen Nachhaltigkeit definiert. Dazu gehören (1) die Grundbedürfnisse (materielle und immaterielle Grundbedürfnisse sowie gerechte Arbeit ganzheitlich aufgefasst), (2) Sozialressourcen, (3) Chancengleichheit und (4) Partizipation (Embacher und Wehling, 2002).

Innerhalb eines Fragebogens wurden die vier Schlüsselemente adressiert und jährlich zur Erhebung an die Betriebsleiterfamilien verschickt. Darin wurden im landwirtschaftlichen Kontext die vier Dimensionen der sozialen Nachhaltigkeit adressiert und mittels einer dreistufigen (Schlecht, Mittel, Gut) oder einer fünfstufigen (Überhaupt nicht, Wenig, Mittel, Meistens, Immer) Antwortskala abgefragt:

1. Arbeitsbedingungen (Einkommen, Work-Life-Balance, Gesundheit, Arbeitsatmosphäre)
2. Bildung (Ausbildung, Fortbildung)
3. Betriebsnachfolge
4. Soziale Rolle/ Image (Freizeit, Kommunikation, Verhältnis zu Kollegen und der Bevölkerung)

Auch andere Systeme zur Beurteilung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe beziehen sich im Wesentlichen auf diese vier Elemente (vgl. RISE („Response Inducing Sustainability Evaluation“), KSNL („Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft“), „DLG-Zertifizierungssystem für nachhaltige Landwirtschaft“ und SAFA-Leitlinien („Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems“) (Zapf und Sschultheiß, 2013; Zapf et al. 2009). Ein allgemein gültiger Indikatorensatz zur Beurteilung der sozialen Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben existiert bisher jedoch nicht (Janker und Mann, 2018).

3. Ergebnisse

Die wichtigsten produktionstechnischen Merkmale der analysierten landwirtschaftlichen Betriebe im Kontext einer erfolgsorientierten Betriebszweigauswertung sind in Tabelle 1 dargestellt. Dabei werden für die Betriebe der Stichprobe (wie auch in den fortfolgenden Tabellen) neben den Mittelwerten der gesamten Stichprobe auch die wirtschaftlich unterdurchschnittlichen und überdurchschnittlichen Viertel ausgewiesen, die sich jeweils aus den kalkulatorischen Betriebszweiggewinnen in Euro bzw. Cent je kg Milch ergeben. Wenngleich es sich nur um eine explorative und nicht um eine repräsentative Studie handelt, sind die nachfolgend dargestellten Merkmale bzw. Ergebnisse dennoch hilfreich im Hinblick auf eine Weiterentwicklung grünland- bzw. weidebasierter Milchproduktionssysteme. In Bezug auf die produktionstechnischen Kennzahlen sind gemäß Tabelle 1 deutliche Unterschiede zwischen dem oberen und dem unteren Viertel erkennbar. Dies gilt vor allem für die Flächenausstattung, die Kuhzahl, die Flächenproduktivität sowie den Kraftfutteraufwand und die Milchleistung. Ins-

gesamt wird dabei aber deutlich, dass es sich um klassische, traditionelle Familienbetriebe handelte, die mit durchschnittlich 1,4 Arbeitskräften durchschnittlich 43 Milchkühe und 60 ha Grünland bewirtschafteten. Die Rationen bestanden zu 90 % aus Raufutter und durchschnittlich 5,6 dt Kraftfutter pro Kuh. Dabei erzielten die Betriebe überdurchschnittliche Grundfutterleistungen von durchschnittlich 4.471 kg EMC pro Kuh. Die Benachteiligung der untersuchten Region spiegelt sich in den vergleichsweise geringen Grünlanderträgen von durchschnittlich 54 dt/ha, der Höhenlage und der Besatzdichte wieder.

Tabelle 1: Mittelwerte produktionstechnischer Kennzahlen der EIP-Pilotbetriebe.

	Einheit	Unteres Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*
Betriebe	Anzahl	3	12	3
Höhenlage	m. ü. NN	833	872	740
Niederschlag	mm	1.063	1.320	1.320
Dauergrünland	ha	43	60	71
Ertragsniveau Grünland	dt TM ¹ /ha	49	54	64
Arbeitskräfte	Ak	1,2	1,4	1,7
Milchkühe	Anzahl	27	43	60
Besatzdichte	GV ² /ha HFF ³	1,0	1,1	1,3
Milchleistung pro Jahr	kg ECM ⁴ /Kuh	4.938	5.869	6.722
Grundfutterleistung pro Jahr	kg ECM ⁴ /Kuh	4.037	4.471	5.052
Anteil Milch aus Grundfutter	%	83	78	76
Raufutteranteil in der Ration	%	93	90	89
Flächenproduktivität	kg ECM ⁴ /ha HFF ³	3.516	4.930	6.339
Milch Fett	%	4,0	4,0	4,0
Milch Eiweiß	%	3,3	3,3	3,3
Futтереffizienz	kg TM ¹ /kg ECM ⁴	1,25	1,13	1,01
Kraftfutteraufwand	dt TM ¹ /Kuh	3,5	5,6	6,8
Kraftfuttereinsatz	g TM ¹ /kg ECM ⁴	66	87	96
Remontierung	%	21	23	30
Nutzungsdauer Abgangskühe	Monate	49	48	35
Erstkalbealter	Monate	34	30	28
Zwischenkalbezeit	Tage	366	384	373

*Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹Trockenmasse

²Großvieheinheiten

³Hauptfutterfläche

⁴Fett- und Eiweiß korrigierten Milch

3.1 Ökonomische Nachhaltigkeit

Wie sich die dargestellte Produktionstechnik auf die Wirtschaftlichkeit der Betriebe auswirkte, wird in Tabelle 2 abgebildet. Die Ergebnisse zeigen, dass zwischen den beiden Vierteln sowie auch dem Mittelwert aller Betriebe erhebliche Unterschiede in der Wirtschaftlichkeit bestanden. Das kalkulatorische Betriebszweigergebnis je kg ECM lag beim erfolgreichen Viertel erheblich über dem unteren Viertel. Dabei erzielten die Betriebe des oberen Viertels knapp den doppelten (pagatorisch ermittelten) Gewinn pro Kuh und Jahr oder sogar den vierfachen Gewinn pro Betriebszweig, sofern kalkulatorische Positionen nicht berücksichtigt werden. Beim Vergleich der gekoppelten Direktzahlungen wird deutlich, dass das untere Viertel höhere Zahlungen über die zweite Säule erhalten hat und daher vergleichsweise auf den schwierigeren Standorten wirtschaftete, insgesamt aber weit entfernt von einer Vollkostendeckung war. Selbst im Durchschnitt ist mit -1,6 Cent/kg ECM noch keine Vollkostendeckung erkennbar. Gleichzeitig spiegeln die deutlich höheren Zahlungen der zweiten Säule die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für die erbrachten Ökosystemdienstleistungen und den Erhalt dieser Flächen wieder. Die Tabelle zeigt aber auch, dass das obere Viertel der Betriebe mit +9,8 Cent/kg ECM wirtschaftliche Ergebnisse deutlich über der Vollkostendeckung erzielen konnte.

Tabelle 2: Ergänzende Kennzahlen zur Wirtschaftlichkeit der EIP-Pilotbetriebe

	Einheit	Unteres Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*
Milchkühe je Arbeitskraft	Tiere/Ak	25	31	35
Milchmenge je Arbeitskraft	kg ECM ¹ /Ak	117.732	182.908	233.018
Milchzahlungspreis	ct/kg ECM ¹	48,4	48,0	49,4
Gekoppelte Zahlungen 2. Säule	ct/kg ECM ¹	15,3	11,4	7,7
Kalkulatorisches BZE	ct/kg ECM ¹	-17,7	-1,6	+9,8
Kalkulatorisches BZE	€/Kuh	-802	+5	+643
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	ct/kg ECM ¹	26,2	30,7	34,0
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	€/Kuh	1.216	1.752	2.253
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	€/Betriebszweig	31.958	77.834	131.499

*Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis (BZE) pro kg Milch

¹Fett- und Eiweiß korrigierten Milch

Tabelle 3 zeigt im Vergleich die Wirtschaftlichkeitsdaten von wachstumsorientierten Spitzenbetrieben mit ganzjähriger Stallhaltung innerhalb derselben Wirtschaftsjahre 2014/15 bis 2016/17 (Rinderreport Baden-Württemberg, zit. nach Gräter, 2015, 2016, 2017).

Diese ausschließlich konventionell wirtschaftenden Betriebe zeichneten sich durch überdurchschnittliche Flächen- und Bestandsgrößen sowie Leistungen in der Produktionstechnik und Wirtschaftlichkeit bei gleichzeitiger geringer Weidenutzung auf günstigen Standorten aus. Außerdem zeigt der Vergleich die Daten zur Wirtschaftlichkeit der Dairyman-Betriebe in Baden-Württemberg, allerdings für die Jahre 2009/2010 bis 2011/2012, weshalb eine Vergleichbarkeit nicht ohne Einschränkungen gegeben ist. Beim Vergleich der Produktionstechnik der EIP-Pilotbetriebe mit dem Rinderreport Baden-Württemberg und den Dairyman-Betrieben ist zunächst festzustellen, dass die EIP-Pilotbetriebe durch deutlich kleinere durchschnittliche Herdengrößen, geringere Milchleistungen und eine erheblich höhere Flächenausstattung pro Kuh gekennzeichnet waren. Jedoch erzielten die EIP-Pilotbetriebe bei einem deutlich niedrigeren durchschnittlichen Kraftfutteraufwand höhere Grundfutterleistungen pro Kuh und Jahr als die konventionellen Betriebe im Dairyman-Projekt und des Rinderreports Baden-Württemberg. Die Weidebetriebe, darunter insbesondere das obere Viertel, stellten im Vergleich zu den konventionellen Stallhaltungsbetrieben im Dairyman-Projekt und im Rinderreport vor allem im Hinblick auf die nur etwa ein Drittel so großen Bestandesgrößen eine relativ hohe Wettbewerbsfähigkeit unter Beweis. Dies wird durch sehr gute Ergebnisse im Bereich der kalkulatorischen Betriebszweigergebnisse sowie dem Gewinnbeitrag pro Kuh und Jahr sowie pro Kilogramm Milch deutlich.

Auch bei den Betrieben des Rinderreports und des Dairyman-Projekts war im Durchschnitt keine Vollkostendeckung erkennbar (-2,3 bzw. -1,7 Cent/kg ECM). Gleichzeitig blieben die Betriebe der oberen Viertel der Vergleichsgruppen im kalkulatorischen Betriebszweigergebnis mit +3,8 bzw. +1,8 Cent/kg ECM deutlich hinter den EIP-Pilotbetrieben (+9,8 Cent/kg ECM)

zurück. Insgesamt bezogen die Weidebetriebe einen erheblich höheren Anteil ihrer Einkommen aus Fördermitteln der zweiten Säule als die konventionellen Stallhaltungsbetriebe. Darüber hinaus war der Erfolg der Weidebetriebe stark von einem ökologisch motivierten Milchpreisaufschlag flankiert. In diesem Zusammenhang fiel insbesondere bei den Dairyman-Betrieben der deutlich schlechtere Milchpreis in den Jahren 2009/2010 bis 2011/2012 ins Gewicht.

Tabelle 3: Vergleich der ökonomischen Erfolgskennzahlen der EIP-Pilotbetriebe mit den konventionellen Spitzenbetrieben aus dem Rinderreport Baden-Württemberg in den Jahren 2014/2015-2016/17 und den intensiven Betrieben aus dem Dairyman-Projekt in den Jahren 2009/2010 bis 2011/2012

	Einheit	EIP-Pilotbetriebe		Rinderreport		Dairyman	
		Durchschnitt	Oberes Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*
Betriebe	Anzahl	12	3	43	11	12	3
Milchkühe	Stück	43	60	150	196	104	90
Arbeitskräfte	Ak	1,4	1,7	2,7	3,2	2,7	2,8
Milchkühe je Arbeitskraft	Tiere/Ak	31	35	56	61	40	32
Futterfläche	ha/Kuh	1,3	1,1	0,66	0,63	1,0	1,1
Milchleistung	kg ECM/Kuh	5.869	6.722	9.459	9.699	9.005	9.114
Grundfutterleistung	kg ECM	4.471	5.052	3.696	4.031	4.369	4.268
Kraftfutteraufwand	dt TM ¹ /Kuh	5,6	6,8	25,2	23,9	20,0	20,9
Milchauszahlungspreis	ct/kg ECM ¹	48,0	49,4	36,5	37,6	32,2	31,8
Kalkulatorisches BZE	ct/kg ECM ¹	-1,6	+9,8	-2,3	+3,8	-1,7	+1,8
Kalkulatorisches BZE	€/Kuh	+5	+643	-215	+366	-117	+187
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	ct/kg ECM ¹	30,7	34,0	8,7	13,5	11,3	16,1
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	€/Kuh	1.752	2.253	763	1.245	998	1.391
Gewinnbeitrag inkl. Prämie	€/Betriebszweig	77.834	131.499	113.601	241.345	99.994	119.601

¹Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹Fett- und Eiweiß korrigierten Milch

3.2 Ökologische Nachhaltigkeit am Beispiel des CO₂-Fußabdrucks

Wie sich die Produktionstechnik und die dargestellte Wirtschaftlichkeit der Betriebe auf den CO₂-Fußabdruck auswirkte, wird in Tabelle 4 abgebildet. Dazu wurden die Ergebnisse des

CO₂-Fußabdrucks der Betriebe nach dem kalkulatorischen Betriebszweigergebnis pro Kilogramm Milch bzw. ECM sortiert und entsprechend die Durchschnittswerte sowie das obere und untere ökonomische Viertel dargestellt.

Tabelle 4: Ergebnisse zum CO₂-Fußabdruck (PCF) der EIP-Pilotbetriebe

	Unteres Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*
CO ₂ Speicherung ¹	0,69	0,52	0,31
PCF ohne Allokation ¹ (inkl. CO ₂ Speicherung)	1,53 (0,84)	1,21 (0,69)	1,00 (0,69)
PCF physikalische Allokation ¹ (inkl. CO ₂ -Speicherung)	1,04 (0,59)	0,88 (0,51)	0,73 (0,50)
PCF ökonomische Allokation ¹ (inkl. CO ₂ -Speicherung)	1,29 (0,71)	1,05 (0,59)	0,88 (0,60)
PCF ökonomische Allokation mit Ökosystemdienstleistungen ¹ (inkl. CO ₂ -Speicherung)	1,02 (0,55)	0,87 (0,50)	0,78 (0,53)

*Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹kg CO₂eq/kg ECM

Zwischen den beiden Vierteln sowie auch dem Mittelwert aller Betriebe bestanden erhebliche Unterschiede im CO₂-Fußabdruck. Beim Vergleich der CO₂-Speicherung wird deutlich, dass das untere Viertel vergleichsweise 0,38 kg CO₂ pro kg Milch mehr speichern konnte, bei gleichzeitig deutlich höheren CO₂ Emissionen pro Kilogramm Milch (1,53 bzw. 1,0 kg CO₂eq/ kg Milch). Die höhere CO₂ Sequestrierung deutet auf eine geringere Produktivität pro Fläche oder einen höheren Anteil unproduktiver Flächen (Hecken, Bäume) hin. Die höheren Emissionen pro kg Milch spiegeln das insgesamt deutlich geringere Milchleistungsniveau wider. Bereits ohne Allokation konnte daher bei zusätzlicher Berücksichtigung der CO₂-Speicherung eine deutliche Annäherung des oberen und unteren ökonomischen Viertels festgestellt werden (Tabelle 4). Im Durchschnitt ergab sich durch die Berücksichtigung der CO₂-Speicherung ein geringerer CO₂-Fußabdruck von 0,69 kg CO₂eq/kg im Vergleich zu 1,21 kg CO₂eq/kg ohne Berücksichtigung der CO₂-Speicherung. Weiterhin ergab sich durch die Allokation der Emissionen zwischen Milch und Fleisch bzw. der zusätzlichen Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen ein geringerer CO₂-Fußabdruck pro Kilogramm Milch (Tabelle 4). Beim

Vergleich der Allokationsmethoden wird deutlich, dass in Abhängigkeit der gewählten Methode, die Ergebnisse sehr stark schwankten. Nach physikalischer und ökonomischer Allokation mit Ökosystemdienstleistungen schnitten die EIP-Pilotbetriebe insgesamt ungefähr gleich ab. Die Betriebe des oberen Viertels erzeugten im Schnitt der drei dargestellten Allokationsmethoden ohne Berücksichtigung der CO₂-Speicherung 0,32 kg CO₂eq pro kg Milch weniger als das untere Viertel. Bei zusätzlicher Berücksichtigung der CO₂-Speicherung erzeugte das obere Viertel im Schnitt der drei dargestellten Allokationsmethoden nur 0,08 kg CO₂eq pro kg Milch weniger.

Tabelle 5 zeigt im Vergleich die Werte des CO₂-Fußabdrucks der Dairyman Betriebe mit ganzjähriger Stallhaltung und Daten zum CO₂-Fußabdruck nach Kiefer et al. (2015). Unterschiede in der Höhe des CO₂-Fußabdrucks deuten darauf hin, dass eine deutliche Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode besteht. Bei herkömmlicher ökonomischer Allokation zeigten die EIP-Pilotbetriebe im Durchschnitt einen um 16,7 % höheren CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu den Dairyman-Betrieben auf (+0,15 kg CO₂eq/kg ECM). Kiefer et al. (2015) fanden für „Double users on pasture“ (Betriebe mit Vollweide und Doppelnutzungsrasen) einen um 13,2 % höheren CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu „Milk yield optimizers indoor“ (Betriebe mit optimierten Einzeltierleistungen und ganzjähriger Stallhaltung) (+0,2 kg CO₂eq/kg ECM). Bei Anwendung der physikalischen Allokation ergaben sich deutlich geringere Unterschiede, sodass die EIP-Pilotbetriebe nur noch einen um 10,0 % höheren CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu den Dairyman-Betrieben aufzeigten (+0,08 kg CO₂eq/kg ECM). Auch die Daten nach Kiefer et al. (2015) zeigten bei physikalischer Allokation für „Double users on pasture“ einen nur noch um 7,5 % höheren CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu „Milk yield optimizers indoor“ (+0,11 kg CO₂eq/kg ECM). Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen bei der ökonomischen Allokation ergaben sich noch geringere Emissionen pro Kilogramm Milch, sodass im Durchschnitt der EIP-Pilotbetriebe im Vergleich mit den Dairyman-Betrieben kein Unterschied mehr festzustellen war. Beide Gruppen zeigten einen Wert von 0,87 kg

CO₂eq/kg ECM auf. Vergleichende Ergebnisse lieferte auch die Untersuchung nach Kiefer et al. (2015), wonach „Double users on pasture“ bei zusätzlicher Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen nur noch einen um 1,3 % höheren CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu „Milk yield optimizers indoor“ (+0,02 kg CO₂eq/ kg ECM) aufzeigten.

Tabelle 5: Vergleich des CO₂-Fußabdruck (PCF) der EIP-Pilotbetriebe (2014/2015-2016/2017) mit den intensiven Betrieben aus dem Dairyman-Projekt in den Jahren 2009/2010-2011/2012 und den Daten nach Kiefer et. al (2015)

	EIP-Pilotbetriebe		Dairyman		Kiefer et al. (2015)		
	Durchschnitt	Oberes Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*	Double users on pasture	Supplementary pasture feeder	Milk yield optimizers indoor
Betriebe	12	3	12	3	46	32	22
Milchkühe	43	60	104	90	42	47	74
Milchleistung (kg ECM/Kuh)	5.869	6.722	9.005	9.114	5.219	7.154	7.511
Kraftfutteraufwand (dt TM/Kuh)	5,6	6,8	20,0	20,9	9,5	17,3	21,3
Anteil Milch aus Grundfutter (%)	78	76	48	47	70	56	43
PCF ohne Allokation ¹	1,21 (0,69)	1,00 (0,69)	1,01 (0,94)	0,95 (0,87)	2,07	1,70	1,77
PCF physikalische Allokation ¹	0,88 (0,51)	0,73 (0,50)	0,80 (0,64)	0,82 (0,75)	1,57	1,37	1,46
PCF ökonomische Allokation ¹	1,05 (0,59)	0,88 (0,60)	0,90 (0,84)	0,86 (0,79)	1,71	1,47	1,51
PCF ökonomische Allokation mit Ökosystemdienstleistungen ¹	0,87 (0,50)	0,78 (0,53)	0,87 (0,81)	0,82 (0,75)	1,51	1,35	1,49

¹Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹kg CO₂eq/ kg ECM (inkl. CO₂-Speicherung)

Insgesamt verzeichneten die EIP-Pilotbetriebe im Schnitt der drei dargestellten Allokationsmethoden, ohne zusätzliche Berücksichtigung der CO₂-Speicherung, 0,07 kg CO₂eq pro kg Milch mehr als die Dairyman-Betriebe. Durch die zusätzliche Berücksichtigung der CO₂-Speicherung ergab sich für die EIP-Pilotbetriebe im Schnitt der drei dargestellten Allokationsmethoden aber ein um 0,23 kg CO₂eq pro kg Milch geringerer CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu

den Dairyman-Betrieben. Im Durchschnitt der EIP-Pilotbetriebe konnten durch die Berücksichtigung der CO₂-Speicherung und unter Anwendung der physikalischen bzw. ökonomischen Allokation mit Ökosystemdienstleistungen CO₂-Fußabdrücke von 0,51 bzw. 0,50 kg CO₂eq pro kg Milch festgestellt werden.

3.3 Soziale Nachhaltigkeit

Wie sich die dargestellte Produktionstechnik und die Wirtschaftlichkeit der Betriebe auf ausgewählte soziale Parameter auswirkten, wird in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Ergebnisse zur sozialen Nachhaltigkeit der EIP-Pilotbetriebe

	Unteres Viertel*	Durch- schnitt	Oberes Viertel*
Stress ¹	3,2	2,6	2,0
Freizeit ¹	2,6	3,1	4,0
Sorge um Gesundheit ¹	2,2	2,4	2,3
Zufriedenheit Betriebssituation ¹	3,6	4,2	4,7
Einkommenslevel ²	1,3	2,1	2,4
Work-Life-Balance ²	2,2	2,3	2,7
Arbeitsatmosphäre ²	3,0	2,8	3,0
Hofexistenz mittelfristig ²	3,0	3,0	3,0
Verhältnis Kollegen ²	3,0	2,8	3,0
Verhältnis Bevölkerung ²	3,0	2,9	3,0

*Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹ 1 Überhaupt nicht, 2 Wenig, 3 Mittel, 4 Meistens, 5 Immer

² 1 Schlecht, 2 Mittel, 3 Gut

Die Ergebnisse zeigen, dass zwischen den beiden Vierteln erhebliche Unterschiede in der sozialen Situation von Betriebsleiterfamilien bestanden. Die Betriebe des oberen ökonomischen Viertels empfanden deutlich weniger Stress, waren zufriedener mit ihrer Situation auf dem Betrieb, hatten erheblich mehr Freizeit und neben einem besseren Einkommenslevel auch eine bessere Work-Life-Balance. Alle Betriebsleiter gingen davon aus, dass ihr Betrieb definitiv mittelfristig weiterexistieren wird, hatten nach eigenen Anhaben ein gutes Verhältnis zu Kollegen in der Region und fühlten sich von der Bevölkerung wertgeschätzt.

Tabelle 7 zeigt im Vergleich die erhobenen sozialen Parameter der Dairyman-Betriebe. Die Betriebsleiter der EIP-Pilotbetriebe, mit deutlich kleineren durchschnittlichen Herdengrößen, machten sich im Gesamtdurchschnitt weniger Sorgen um ihre Gesundheit. Für alle weiteren Parameter gaben die Betriebsleiter der beiden Gruppen im Durchschnitt eine vergleichbare soziale Zufriedenheit an. Insbesondere beim Vergleich der oberen Viertel beider Systeme zeigte sich, dass die Betriebsleiter der EIP-Pilotbetriebe weniger Stress und ein höheres Maß an Freizeit hatten, insgesamt mit der Betriebssituation zufriedener waren, weniger Sorgen um die eigene Gesundheit empfanden und sich von der Bevölkerung und ihren Berufskollegen wertgeschätzt fühlten.

Tabelle 7: Vergleich der sozialen Parameter der EIP-Pilotbetriebe mit den intensiven Betrieben aus dem Dairyman-Projekt in den Jahren 2009/2010 bis 2011/2012

	EIP-Pilotbetriebe		Dairyman	
	Durchschnitt	Oberes Viertel*	Durchschnitt	Oberes Viertel*
Betriebe	12	3	12	3
Milchkühe	43	60	104	90
Milchleistung	5.869	6.722	9.005	9.114
Arbeitskräfte	1,4	1,7	2,7	2,8
Stress ¹	2,6	2,0	2,4	2,3
Freizeit ¹	3,1	4,0	2,9	3,2
Sorge um Gesundheit ¹	2,4	2,3	3,0	2,9
Zufriedenheit Betriebssituation ¹	4,2	4,7	4,1	4,3
Einkommenslevel ²	2,1	2,4	2,3	2,3
Work-Life-Balance ²	2,3	2,7	2,3	3,0
Arbeitsatmosphäre ²	2,8	3,0	2,9	3,0
Hofexistenz mittelfristig ²	3,0	3,0	2,9	3,0
Verhältnis Kollegen ²	2,8	3,0	2,7	2,7
Verhältnis Bevölkerung ²	2,9	3,0	2,7	2,3

*Sortierung nach kalkulatorischem Betriebszweigergebnis pro kg Milch

¹ 1 Überhaupt nicht, 2 Wenig, 3 Mittel, 4 Meistens, 5 Immer

² 1 Schlecht, 2 Mittel, 3 Gut

4. Diskussion

In den Mittelgebirgs- und Dauergrünlandregionen sind hohe Einzeltierleistungen auf Basis der ausschließlichen Verfütterung von Grünlandaufwüchsen nur schwer realisierbar. Gleichzeitig begünstigen hohe Erzeugerpreise für eine ökologische Wirtschaftsweise, ausreichend hohe Niederschläge, arrondierte Flächen und geringe Futterkosten die Erzeugung von Milch mit Weidehaltung. Studien von Kiefer et al. (2016, 2014, 2013) beschreiben Erfolgsfaktoren von Weidebetrieben und zeigen, dass Betriebe mit Weidegang ökonomisch in der Lage sein können, mit überdurchschnittlich erfolgreichen Milcherzeugern der ganzjährigen Stallhaltung zu konkurrieren. Auch Schmeer et al. (2015) konnten innerhalb einer Auswertung von insgesamt 127 Milchbetrieben des gesamten Dairyman-Projekts, in denen auch die Vergleichsstichprobe der vorliegenden Arbeit enthalten ist, die ökonomischen Vorzüge der weide- und grasbasierten Fütterung von Milchkühen bestätigen. Die von weiteren Autoren beschriebenen Ergebnisse (Gazzarin et al. 2011; Leisen und Uhlig, 2016; Schläpfer und Bosshard, 2016; Haas und Hofstetter, 2017), die die ökonomischen Vorzüge der Weidemilchproduktion unterstreichen, können durch die vorliegenden Wirtschaftlichkeitsanalysen für Betriebe in benachteiligten Regionen grundsätzlich bestätigt werden. Die Ursachen der sehr guten Wirtschaftlichkeit des oberen Viertels, aber auch die teilweise nicht zufriedenstellende Situation des unteren Viertels sind zwar zum Teil auf Probleme des Managements zurückzuführen (Betriebsleiterfähigkeiten), basieren aber vielfach auch auf den individuell unterschiedlichen Standortbedingungen. Daraus wird deutlich, dass es in benachteiligten Gebieten durchaus sehr gute Standorte gibt, auf denen auch zukünftig mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ökonomisch nachhaltig Milch produziert werden kann. Andererseits gibt es jedoch auch Problemlagen, auf denen eine Fortführung der Milchproduktion, auch bei sehr guten Managementfähigkeiten der Betriebsleiter, unrentabel erscheint. Auf diesen Standorten wird die Wirtschaftlichkeit der Betriebe häufig durch eine Vielzahl von Erschwernissen wie beispielsweise steilen und damit schwer befahrbaren Flächen, kargen Böden, kurzen Vegetationszeiten, hohen Schneelasten, extensiven Pflanzenbeständen,

kleinstrukturierte Betriebsstandorte usw. gemeinsam belastet. Die Auswertungen zur Wirtschaftlichkeit machen deutlich, dass derzeit auf den besseren Standorten der benachteiligten Gebiete, bei guten Betriebsleiterfähigkeiten, auch eine ökonomische Konkurrenzfähigkeit zu sehr erfolgreichen Betrieben aus Gunstlagen gegeben ist.

Können die in der Vergangenheit mit dem Ökolandbau erzielbaren Mehrerlöse oder die Fördergelder zur Unterstützung benachteiligter Regionen nicht generiert werden, so ist die Grünlandbewirtschaftung in benachteiligten Regionen in ihrer Wettbewerbsfähigkeit deutlich eingeschränkt. Beispielsweise hätte eine Kürzung von Prämien aus der 2. Säule für die Betriebe der Stichprobe gravierende Folgen und würde die Rentabilität massiv reduzieren. Die Prämien aus der 2. Säule ermöglichen gleichzeitig, dass gesellschaftlich gewünschte Ökosystemdienstleistungen von Landwirten durch ihre Bewirtschaftung bereitgestellt werden. Daher müssen Ökosystemdienstleistungen und deren finanzieller Ausgleich nicht nur in der ökonomischen, sondern auch in der ökologischen Bewertung der Betriebe Berücksichtigung finden.

Als Indikator für die ökologische Nachhaltigkeit wurde exemplarisch der CO₂-Fußabdruck gewählt, da aufgrund der hohen Klimawirksamkeit von Methan vor allem die THG Emissionen von Wiederkäuern intensiv in der Öffentlichkeit diskutiert werden. Gleichzeitig ist der CO₂-Fußabdruck der Milchproduktion ein Schlüsselaspekt in der Bewertung der Ökoeffizienz.

In anderen Studien konnten zwischen ökonomischen Kenngrößen und den THG-Emissionen von Milchviehbetrieben Synergieeffekte zwischen den beiden Nachhaltigkeitsindikatoren festgestellt werden (Wettemann und Latacz-Lohmann, 2017; Jayasundra et al. 2019), daher wurde zur Bewertung der THG-Emissionen die Sortierung der Betriebe nach dem kalkulatorischen Betriebszweigergebnis pro kg Milch (ECM) beibehalten. Nach den üblicherweise angewendeten Berechnungs- und Allokationsmethoden (IDF, 2015) schneiden extensiv bzw. ökologisch wirtschaftende Weidebetriebe pro Kilogramm Milch aufgrund einer geringeren Milchleistung

in Studien oft schlechter ab als intensiv bzw. konventionell wirtschaftende Betriebe (Kristensen et al. 2011; Kiefer et al. 2014).

Eine häufig genannte Möglichkeit zur Reduktion von THG-Emissionen in der Milchviehhaltung ist daher die Steigerung der Einzeltierleistungen, um mit einer höheren Leistung einen Verdünnungseffekt der Emissionen pro Kilogramm Milch zu erzeugen (Crosson et al. 2011). Gleichzeitig sollte damit aber kein Wechsel des Produktionssystems von kostenextensiver Weidehaltung auf kraftfutterintensive Stallhaltungssysteme induziert werden, da diese CO₂-Vermeidungsstrategie ausschließlich auf die mit der Milchproduktion direkt verbundenen Emissionen fokussiert ist (Zehetmeier et al. 2012). Durch die eindimensionale Verbesserung einzelner Prozesse können sich negative Effekte von einem Prozess zu einem anderen verlagern. Beispielsweise erkannten u. a. Vellinga und De Vries (2018), dass die am häufigsten berücksichtigten Strategien zur Reduktion der CO₂-Emissionen in der Milcherzeugung weniger effektiv sind, wenn gleichzeitig die Veränderungen in der Fleischerzeugung mitberücksichtigt werden. Vielfach wurde in Publikationen daher darauf hingewiesen, dass zahlreiche Nebenwirkungen der Leistungssteigerung sowie positive Effekte der Grünlandnutzung dabei unberücksichtigt bleiben. Dazu gehören beispielsweise die genannten Emissionen der eng an die Milchproduktion gekoppelten Fleischproduktion (Zehetmeier et al. 2014; Vellinga und De Vries, 2018), Emissionen durch Landnutzungsänderungen (Flysjö et al. 2011a), das CO₂-Sequestrierungspotential von Grünlandböden (Salavor et al. 2017) sowie die Bereitstellung wichtiger Funktionen (Ökosystemdienstleistungen) für die Gesellschaft (Kiefer et al. 2015).

Trotz standardisierter, internationaler Richtlinien (ISO, 2006, 2009) erschweren Probleme in der Konsistenz der Methode die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Studien erheblich (Yan et al. 2011; Pirlo, 2012; Baldini et al. 2017). Im Vergleich zu den vorliegenden Ergebnissen und den meisten anderen Studien liegen beispielweise die berechneten Emissionen pro Kilogramm Milch bei Kiefer et al. (2015) deutlich höher. Des Weiteren existiert keine allgemein gültige

Methode um das CO₂-Sequestrierungspotential von Grünlandböden in Studien zu berücksichtigen und ist bisher auch nicht Teil der LCA Richtlinien (Batalla et al. 2015). Multifunktionale Aspekte (Thomet et al. 2011) von Grünlandnutzungssystemen werden daher häufig nicht in die Ökobilanzierung einbezogen. Es konnte aber gezeigt werden, dass insbesondere in Grünlandbetrieben der Mittelgebirgsregionen das CO₂-Sequestrierungspotential einen erheblichen Einfluss auf den CO₂-Fußabdruck der Milchproduktion hat, weil Betriebe bzw. dazugehörige Böden in Folge von Beweidung und einer insgesamt geringeren Nutzungsintensität mehr CO₂ speichern (Klumpp, 2018). Wird das CO₂-Sequestrierungspotential nicht berücksichtigt, schneiden diese Betriebe, aufgrund einer geringeren Produktionseffizienz pro kg Milch, aber häufig schlechter im CO₂-Fußabdruck ab (Gerber et al. 2011). Insgesamt wird die CO₂-Fixierung in Böden aber von komplexen biochemischen Prozessen bestimmt, die wiederum stark durch Bewirtschaftungs- und Umweltfaktoren beeinflusst werden (Klumpp, 2018). Soussana et al. (2004) modellierten die CO₂-Speicherung durch Grünlandböden in Europa und errechneten dabei jährliche Werte zwischen 0,7 und 1,8 t CO₂eq/ha. Die in dieser Studie berücksichtigte CO₂-Speicherung durch Grünlandböden entspricht daher den Werten die auch von anderen Autoren unterstellt wurden (Ngyen et al, 2012; Battini et al. 2016). Auch Salvador et al. (2017) bezifferten die CO₂-Speicherung für vergleichbare bäuerliche, familiengeführte Milchviehbetriebe mit Doppelnutzungsrassen der Bergregionen in den italienischen Alpen auf 0,56 kg CO₂eq pro kg Milch und ermittelten unter Anwendung der physikalischen Allokation und zusätzlicher Berücksichtigung der CO₂-Speicherung Werte von 0,6 kg CO₂eq pro kg Milch.

Neben der Berechnungsmethode hat auch die Wahl der Allokationsmethode einen entscheidenden Effekt auf die Unterschiede innerhalb des CO₂-Fußabdrucks zwischen verschiedenen Produktionssystemen. Dies wurde auch von anderen Autoren bestätigt (Flysjö et al. 2011b; O'Brien et al. 2014; Rice et al. 2017). Da Grünlandbetriebe in benachteiligten Regionen eine besonders hohe Verantwortung für den Erhalt von gesellschaftlich gewünschten Ökosys-

temdienstleistungen tragen und dies häufig mit einer geringeren Produktionseffizienz einhergeht, wurde der Vorschlag von Kiefer et al. (2015) zur Integration von Ökosystemdienstleistungen in die THG-Bilanzierung mittels ökonomischer Allokation entsprechend angewendet. Dies führte im Ergebnis zu einer Annäherung des CO₂-Fußabdrucks der Weidebetriebe in benachteiligten Regionen und den Betrieben der Gunstlagen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen. Im Vergleich zur herkömmlichen ökonomischen Allokation ohne die Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen ergeben sich geringere Emissionen der Milch durch die Berücksichtigung der Ökosystemdienstleistungen. Die EIP-Pilotbetriebe weisen damit um 14 % geringere und die Vergleichsgruppe der Dairyman-Betriebe um 3 % geringere Emissionen auf (vgl. Kiefer et al. 2015 und Ngyen et al. 2012).

Eine kürzlich veröffentlichte Metastudie von Lorenz et al. (2018) untersuchte anhand von 30 Studien aus 15 verschiedenen Ländern, ob Low-input Betriebe klimafreundlicher sind als High-input Betriebe. Die Wissenschaftler konnten trotz der großen Unterschiede in der Produktionstechnik keine Unterschiede im CO₂-Fußabdruck feststellen.

Die Auswertungen zur ökologischen Nachhaltigkeit anhand des CO₂-Fußabdruck machen folglich deutlich, dass derzeit in benachteiligten Gebieten auch im Vergleich zu Betrieben aus Gunstlagen ökologisch nachhaltig und konkurrenzfähig Milch produziert werden kann, sofern auch landwirtschaftliche Nebenprodukte angemessen berücksichtigt und bewertet werden.

Gesamtgesellschaftlich führen eine zunehmend hohe Wettbewerbsintensität und wachsende Kritik an der intensiven Milchproduktion sowie der Einfluss der Landwirtschaft auf Natur, Landschaft und Ressourcen zu immer größeren und komplexeren Herausforderungen für landwirtschaftliche Betriebe und auch für Molkereien. Häufig ergeben sich dadurch Veränderungen in der sozialen Situation und Entwicklungsfähigkeit eines Betriebes. Insgesamt zeigten die Ergebnisse der Studie, dass die ökonomisch erfolgreicherer Betriebe des oberen Viertels

der EIP-Pilotbetriebe bei weniger Stress und mehr Freizeit insgesamt zufriedener mit Ihrer Situation waren als die Betriebsleiterfamilien des unteren ökonomischen Viertels.

Dies könnte im Zusammenhang damit stehen, dass die Betriebe des unteren ökonomischen Viertels auf den deutlich schwierigeren Standorten wirtschaften, mit einer Vielzahl von Erschwernissen belastet sind und häufig wenig Arbeitserleichterung erfahren. Im Vergleich der Gruppen bestätigten die Betriebsleiter der EIP-Pilotbetriebe aus benachteiligten Regionen in der Tendenz eine höhere Zufriedenheit mit ihrer Betriebssituation sowie eine höhere soziale Nachhaltigkeit in den Bereichen Stress, Freizeit und Wertschätzung der Bevölkerung und durch Berufskollegen.

Daraus wird deutlich, dass in benachteiligten Gebieten im Vergleich zu sehr erfolgreichen Betrieben aus Gunstlagen auch sozial nachhaltig und konkurrenzfähig Milch produziert werden kann und insbesondere die gesellschaftliche Wertschätzung der grünlandbasierten Produktionsformen auch zu einer höheren sozialen Zufriedenheit landwirtschaftlicher Betriebe beitragen kann. Andererseits scheint in Problemlagen eine Fortführung der Milchproduktion auch aus sozialer Sicht nicht immer gesichert zu sein, wenngleich alle Betriebsleiter davon ausgehen, dass ihr Betrieb mittelfristig weiterexistieren wird. Eine Studie von Kirner et al. (2013) zeigte für Milchviehbetriebe in Österreich, dass Betriebsleiter mit einem höheren kalkulatorischen Gewinn über weniger Freizeit verfügen. Für die Indikatoren Arbeitszufriedenheit und Gesundheit konnten die Autoren keinen Zusammenhang zur Ökonomie feststellen.

Die sozialen Faktoren unterliegen dabei nicht nur einer subjektiven Wahrnehmung des Individuums, sondern können zeitlich und räumlich sehr stark variieren (Dempsey et al. 2009). Komplexe Zusammenhänge die sich im Kopf der Akteure zu Einstellungen oder Bewertungen bündeln beeinflussen die subjektive Bewertung, dennoch gibt es keine Alternative zur Einbeziehung auch subjektiver Urteile in ein Bewertungssystem (Zapf et al. 2009). Die Aussagekraft

und Vergleichbarkeit ist daher aber teilweise limitiert. Dies gilt auch für den Vergleich zwischen den EIP-Pilotbetrieben und den Dairyman-Betrieben, da die Bewertung in unterschiedlichen Zeiträumen erfolgte und sehr stark durch die landwirtschaftlichen, gesellschaftlichen und politischen Debatten sowie von den spezifischen Umständen (z.B. Milchauszahlungspreise, familiäre Rahmenbedingungen) beeinflusst wird.

Zahlreiche Autoren haben außerdem kritisiert, dass die soziale Dimension in der Bewertung der Nachhaltigkeit häufig außen vor bleibt und die angewendeten Methoden, Indikatoren und Ziele dabei sehr stark variieren (De Olde et al. 2016; Schader et al. 2014). Dennoch sind die soziale Stabilität und die sozialen Bedingungen des Arbeitens und Lebens sowie die daraus resultierende Zufriedenheit maßgebliche Elemente einer nachhaltigen und konkurrenzfähigen Landwirtschaft.

5. Schlussfolgerungen

Langfristig kann ein landwirtschaftlicher Sektor nur als nachhaltig bzw. zukunftsfähig gelten, wenn alle drei Säulen der Nachhaltigkeit (ökonomisch, ökologisch und sozial) gleichermaßen berücksichtigt werden. Es konnte anhand einer explorativen Studie veranschaulicht werden, dass die grünlandbasierte Milcherzeugung in benachteiligten Grünlandregionen Baden-Württembergs sowohl ökonomisch als auch ökologisch und sozial konkurrenzfähig mit überdurchschnittlich erfolgreichen Betrieben der Gunstlagen sein kann. In der Regel führen höhere Ansprüche seitens der Bewirtschaftung zu höheren Erzeugungskosten und in der Folge werden Betriebe aus der Produktion aussteigen, sofern der Produktpreis die Produktionskosten des Betriebs nicht deckt bzw. keine höheren Produktpreise erzielbar sind. Betrieben bei denen mehrere Erschwernisse gleichzeitig auftreten, fehlen daher häufig ausreichende Anreize, die landwirtschaftliche Bewirtschaftung fortzuführen. Wenn die Rahmenbedingungen aber richtig gesetzt werden, sind Auswege hin zu einer ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltigen Landwirtschaft möglich. So könnte Aussteigen als Konsequenz speziell in topografischen und

klimatischen Problemregionen mit hohen Grünlandanteilen vermieden werden, sofern die höheren Leistungen beispielsweise hinsichtlich der Ökosystemdienstleistungen (z.B. höhere Biodiversität, Erhalt ländlicher Kulturräume, Klimaschutz durch Kohlenstoffspeicherung von Grünlandflächen, höheres Tierwohl durch regelmäßigen Weidegang) gesellschaftlich angemessen ökologisch bewertet und ökonomisch entlohnt werden. Dies erfordert jedoch auch einen zukünftig stärkeren Konsens in der Methodennutzung und –interpretation für die Wertschöpfungsketten der dazugehörigen Milch- und Rindfleischproduktion. Dies könnte auch dazu beitragen, die gegenwärtig vielfach empfundenen Zielkonflikte der Grünlandnutzung, insbesondere zwischen Ökologie und Ökonomie, stärker aufzulösen.

6. Danksagung

Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus den Mitteln des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg sowie aus Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER). Die Autoren bedanken sich außerdem bei allen Einzelpersonen, die Daten zu der Studie beigetragen haben.

7. Literatur

Baldini, C., Gardoni, D., und M. Guarino (2017): A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production* 140, S. 421–435. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.078.

Batalla, I., Knudsen, M. T., Mogensen, L., Del Hierro, Ó., Pinto, M. und J. E. Hermansen (2015): *Journal of Cleaner Production* 104, S.121-129. doi:10.1016/j.jclepro.2015.05.043

Battaglini, L., Bovolenta, S., Gusmeroli, F., Salvador, S. und E. Suraro (2014): Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science* 13, S. 431–443. doi:10.4081/ijas.2014.3155.

Battini, A., Agostini, A., Tabaglio, V. und S. Amaducci (2016): Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production* 112, S.91-102. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.09.062.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2010):

Die deutsche Landwirtschaft - Leistungen in Daten und Fakten.

<http://www.bmel.de/cae/servlet/contentblob/430138/publicationFile/26477/DieDeutscheLandwirtschaft.pdf>.

Bochu, J-L., N. Metayer, C. Bordet, and M. Gimaret. 2013. Development of carbon calculator promote low carbon farming practices - methodological guidelines (methods and formula). Deliverable to EC-JRC-IES by Solagro Toulouse, France.

Briemle, G. und M. Elsässer (1997): Die Funktionen des Grünlandes. Berichte über Landwirtschaft 75, S. 272–290.

Crosson, P., Shalloo, L., O’Brien, D., Langian, G. J., Foley, P. A., Boland, T. M. und D. A. Kenny (2011): A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, S. 29–45. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001>.

DAFA (2015): Fachforum Grünland - Grünland innovativ nutzen und Ressourcen schützen - Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz. ISBN 978-3-86576-146-0.

De Olde, E. M., Oudshoorn, F. W., Sørensen, C. A. G., Bokkers, E. A. M. und I. J. M. De Boer (2016): Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. *Ecological Indicators* 66, S.391-404. doi. 10.1016/j.ecolind.2016.01.047.

Dempsey, N., Bramley, G., Power, S. und C. Brown (2009): The social dimension of sustainable development: Defining urban social sustainability. *Sustainable Development* 19 (5): 289-300. doi:10.1002/sd.417.

DLG (2011): Die neue Betriebszweigabrechnung: Ein Leitfaden für die Praxis. Arbeiten der DLG Band 197. ISBN: 9783769031638.

DLG (2019): DLG-Nachhaltigkeits-Index 2018. Stand 2/2019.

Elgersma, A. (2015): Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology* 117, S. 1345–1369. doi:10.1002/ejlt.201400469.

Elsässer, M., Jilg, T., Herrmann, K., Boonen, J., Debruyne, L., Laidlaw, S. und F. Aarts (2015): Quantifying sustainability of dairy farms with the DAIRYMAN-Sustainability-Index (DSI). *Grassland Science in Europe* 20, S. 367–376. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Embacher, C. und P. Wehling (2002): Soziale Dimensionen der Nachhaltigkeit. Theoretische Grundlagen und Indikatoren. Studentexte des Instituts für sozial-ökologische Forschung Nr. 11.

Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W. und W. Zollitsch (2015): The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agricultural Systems* 137, S. 119–125. doi:10.1016/j.agsy.2015.04.004.

Flysjö, A., Cederberg, C. und M. Henriksson (2011a): How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16, S. 420–430. doi:10.1007/s11367-011-0283-9.

Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. und S. Ledgard (2011b): The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production* 28, S. 134-142. doi: 10.1016/j.jclepro.2011.11.046.

Gazzarin, C., Frey, H.-J., Petermann, R. und M. Höltschi (2011): Weide- oder Stallfütterung – was ist wirtschaftlicher? *Agrarforschung Schweiz* 2, S. 418–423.

Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C. und H. Steinfeld (2011). Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science* 139, S. 100-108. doi: 10.1016/j.livsci.2011.03.

Gerowitt, B., Schröder, S., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Feindt, P. H., Graner, A., Hamm, U., Heißenhuber, A., Herdegen, M., Janßen, A., Wedekind, H., Schröder, S., Schulte-Coerne, H., Wolter, V., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des wissenschaftlichen Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 20 S.

Gräter, F. (2015): Rinderreport Baden -Württemberg (2015): Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) gemeinsam mit den Beratungsdiensten Milchviehhaltung Baden-Württemberg, Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg.

Gräter, F. (2016): Rinderreport Baden - Württemberg 2016. Landesanstalt für Entwicklung

der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) gemeinsam mit den Beratungsdiensten Milchviehhaltung Baden-Württemberg, Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg.

Gräter, F. (2017): Rinderreport Baden - Württemberg 2017. Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) gemeinsam mit den Beratungsdiensten Milchviehhaltung Baden-Württemberg, Ergebnisse der Rinderspezialberatung in Baden-Württemberg.

Haas, T., und P. Hofstetter (2017): Milchproduktion: Verkaufte Milchmenge und Weideanteil beeinflussen den Arbeitsverdienst. *Agrarforschung Schweiz* 8, S. 356–363.

IDF (International Dairy Federation) (2015): A common carbon footprint approach for the dairy sector - The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. *Bulletin of the International Dairy Federation* 479/2015.

ISO (International Organization Of Standardization) (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006); German and English version EN ISO 14044:2006.

ISO (International Organization Of Standardization) (2009): Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006); German and English version EN ISO 14040:2006.

IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2006a): Emissions from livestock and manure management. Editoren: H.S. Eggelston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara, und K. Tanabe, Hrsg. *National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan.*

IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2006b): N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. Editoren: H.S. Eggelston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara, und K. Tanabe, Hrsg. *National Greenhouse Gas Inventories Program IGES, Japan.*

Janker, J. und S. Mann (2018): Understanding the social dimension of sustainability in agriculture: a critical review of sustainability assessment tools. *Environment and Sustainability*. doi: 10.1007/s10668-018-0282-0.

Jayasundara, S., Worden, D., Weersink, A., Wright, T., Vanderzaag, A., Gordon, R. und C. Wagner-Riddle (2019): Improving farm profitability also reduces the carbon footprint of milk production in intensive dairy production systems. *Journal of Cleaner Production* 229, S.

1018–1028. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.013>.

Kiefer, L. und E. Bahrs (2016): Produktionstechnische Erfolgsfaktoren für eine wirtschaftliche Weidemilchproduktion am Beispiel Süddeutschlands. Österreichische Fachtagung für Biologische Landwirtschaft, S. 21–26.

Kiefer, L., Bahrs, E. und R. Over (2013): Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise. Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, S. 500-503.

Kiefer, L., Menzel, F. und E. Bahrs (2014): The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. *Journal of Dairy Science* 97, S. 7564–7574. doi:10.3168/jds.2014-8284.

Kiefer, L. (2014): Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands. PhD Thesis and der Universität Hohenheim. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Kiefer, L. R., Menzel, F. und E. Bahrs (2015): Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of Environmental Management* 152, S. 11–18. doi:10.1016/j.jenvman.2015.01.017.

Kirner, L., Hörtenhuber, S., Strauss, A., Neumayr, C., Zollitsch, W., Quendler, E., und T. Drapela (2013): Wirtschaften ökonomisch erfolgreiche Milchviehbetriebe in Österreich auch ökologisch und sozial nachhaltig? Tagungsband der 41. Jahrestagung der Schweizer Gesellschaft für Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie. 23. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie: Grenzen der Qualitätsstrategie im Agrarsektor. Zürich, 12.–14.09.2013.

Klumpp, K. und D. A. Fornara (2018): The carbon sequestration of grassland soils -climate change and mitigation strategies. Proceedings of the 27th General Meeting of the European Grassland Federation Cork, Ireland 17-21 June 2018, S.509-519.

Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M. T. und J. E. Hermansen (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* 140, S. 136–148. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.002.

Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M. A., De Vries, W., Weiss, F. und H. Westhoek (2015): Impacts of European livestock production:

Nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters* 10 115004. doi:10.1088/1748-9326/10/11/115004.

Leisen, E., und V. Uhlig (2016): Wirtschaftlichkeit bei unterschiedlichem Weideumfang – 9-jährige Auswertung von 39 Öko-Milchviehbetrieben. Tagungsband der 60. Jahrestagung der AGGF 2016 in Luxemburg, S. 163–166.

LEL (Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum) (2019): persönliche Mitteilung durch Müller, Richard. Abteilung 3, Agrarstruktur, Ausgleichsleistungen an der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum, Schwäbisch Gmünd.

Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S. und F. Taube (2018). Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of Cleaner Production* 211, S.161-170. doi:10.1016/j.jclepro.2018.11.113.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, USA.

Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2016): *Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen - Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung*. Hrsg. von Christina von Haaren und Christian Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Hannover, Leipzig. ISBN: 9783944280257.

Nguyen, T. T. H., Van Der Werf, H. M. G., Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G. und M. Doreau (2012): Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145, S.239-251. doi:10.1016/j.livsci.2012.02.010

O'Brien, D., Capper, J. L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C. und L. Shalloo (2014): A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science* 97, S.1835–1851. doi:10.3168/jds.2013-7174.

Pirlo, G. (2012): Cradle-to-farmgate analysis of milk carbon footprint: A descriptive review. *Italian Journal of Animal Science* 11:e20, S. 109–118. doi:10.4081/ijas.2012.e20.

Rice, P., O'Brien, D., Shalloo, L. und N. M. Holden (2017): Evaluation of allocation methods for calculation of carbon footprint of grass-based dairy production. *Journal of Environmental Management* 202, S. 311–319. doi:10.1016/j.jenvman.2017.06.071.

Salvador, S., Corazzin, M., Romanzin, A. und S. Bovolenta (2017): Greenhouse gas balance of mountain dairy farms as affected by grassland carbon sequestration. *Journal of Environmental Management* 196, S. 644–650. doi:10.1016/j.jenvman.2017.03.052.

Schader, C., Grenz, J., Meider, M. S. und M. Stolze (2014): Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *Ecology and Society* 19 (3):42. doi: 10.5751/ES-06866-190342.

Schläpfer, F. und A. Bosshard (2016): Weide- statt Hochleistungsstrategie in der Schweizer Milchproduktion. *Vision Landwirtschaft. Faktenblatt Nr. 7.*

Schmeer, P., Doluschitz, R. und M. Elsässer (2015): Comparison of grazing vs indoor feeding on environmental and economic sustainability of dairy-systems. *Grassland Science in Europe* 21, S. 98–100.

Sjaunja, L.O., Baevre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J. und J. Setälä (1990): A nordic proposal for an Energy Corrected Milk (ECM) formula. *Proceedings of the 27th Biennial Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR).*

Solagro. 2013. *Manual climate friendly agriculture. Evaluations and improvements for energy and greenhouse gas emissions at the farm level in the European Union.* AgiClimateChange Project. Toulouse, France: Solagro.

Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Cevallier, T. und D. Arrouays (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, S.219-230. doi: 10.1079/sum2003234.

Statistisches Landesamt (2018): *Ergebnisse der Bodennutzungshaupterhebung in Baden-Württemberg 2018.* Statistische Berichte Baden-Württemberg, Agrar. Artikel 3331 18001.

Thomet, P., Cutullic, E., Bisig, W., Wuest, C., Elsaesser, M., Steinberger, S und A. Steinwider (2011). *Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation,* Gumpenstein, Austria, S.273-285.

Vellinga, T. V. und M. De Vries (2018): Effectiveness of climate change mitigation options considering the amount of meat produced in dairy systems. *Agricultural Systems* 162, S. 136–144. doi:10.1016/j.agsy.2018.01.026.

Wätzold, F., Bahrs, E., Feindt, P. H., Hamm, U., Isselstein, J., Schröder, S., Wolters, V., Backes, G., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Graner, A., Herdegen, M., Konnert, M.,

Schulte-Coerne, H., Wagner, S., Wedekind, H., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2015): Perspektiven für das artenreiche Grünland – Alternativen zum Rückfall in die Belohnung einer Überschussproduktion bei Milch. Kurzstellungnahme des wissenschaftlichen Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 11 S.

Weinrich, R., Kühl, S., Zühlsdorf, A. und A. Spiller (2014): Consumer attitudes in Germany towards different dairy housing systems and their implications for the marketing of pasture raised milk. *International Food and Agribusiness Management Review* 17 (4), S. 205–222.

Wettemann, P.J. C. und U. Latacz-Lohmann (2017): An efficiency-based concept to assess potential cost and greenhouse gas savings on German dairy farms. *Agricultural Systems* 152, S. 27–37. doi:10.1016/j.agsy.2016.11.010.

Wilkinson, J. M. und M. R. F. Lee (2018): Review: Use of human-edible animal feeds by ruminant livestock. *Animal* 12, S. 1735–1743. doi:10.1017/S175173111700218X.

Yan, M.-J., Humphreys, J. und N. M. Holden (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management* 92, S. 372–379. doi:10.1016/j.jenvman.2010.10.025.

Zapf, R. und U. Schultheiß (2013): Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Fachartikel des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL).

Zapf, R., Schultheiß, U., Doluschitz, R., Oppermann, R. und H. Döhler (2009): Nachhaltigkeitsbewertungssysteme – Allgemeine Anforderungen und vergleichende Beurteilung der Systeme RISE, KSNL und DLG- Zertifizierungssystem für nachhaltige Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft* 87 (3), S. 402-427.

Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H. und A. Heißenhuber (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6, S. 154–166. doi:10.1017/S1751731111001467.

Zehetmeier, M., Hoffmann, H., Sauer, J., Hofmann, G., Dorfner, G. und D. O’Brien (2014): A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agricultural Systems* 129, S. 55–67. doi:10.1016/j.agsy.2014.05.006.

2.3. Genotype x Environment Interaction for Production Traits of German Holstein and Local Dual-purpose Vorderwald Dairy Cows under Different Feeding Systems

Status: Revision eingereicht am 11.07.2020

Journal: Journal of Applied Animal Research

Autoren: Juliane Dentler, Henning Hamann, Lukas Kiefer, Enno Bahrs, Martin Elsässer,
Pera Herold

Dieser Beitrag ist so oder in ähnlicher Form beim *Journal of Applied Animal Research* eingereicht und zur Begutachtung akzeptiert.

Genotype x Environment Interaction for Production Traits of German Holstein and Local Dual-purpose Vorderwald Dairy Cows under Different Feeding Systems

Juliane Dentler^a, Henning Hamann^b, Lukas Kiefer^c, Martin Elsässer^a, Enno Bahrs^c, Pera Herold^b

^aAgricultural Center for cattle production, grassland management, dairy processing, wildlife research and fisheries Baden-Wuerttemberg, Aulendorf, Germany

^bState Office for Spatial Information and Land Development Baden-Wuerttemberg, Kornwestheim, Germany

^cDepartment of Farm Management, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany

The aim of this study was to investigate the potential of grassland use for milk production between specialized Holstein (HS) and dual-purpose Vorderwald (VW) dairy cows. The effect of genotype and feeding environment on energy corrected milk (ECM) yield, milk composition, somatic cell score (SCS) and calving interval (CI) was determined by the existence of genotype by environment (GxE) interaction. We conducted tests across a range of different management levels and feeding strategies. The study comprised 43,464 test-day records on 2,485 dairy cows managed on 15 farms during the years 2002 to 2017. A GxE interaction was observed for ECM production, fat percentage, SCS and CI. The response in ECM production to concentrate was much higher in the HS than in the VW genotype. However, there was no difference in milk yield between HS and VW cows fed less than 100 g concentrate per kilogram ECM. In contrast, across all feeding environments tested, the VW genotype had a greater gross milk composition, shorter CI and lower SCS than HS. Higher ECM yield did not necessarily translate into an increased farm income. We concluded that local VW dairy cows deserve further consideration in pasture-based feeding systems.

Keywords: dual-purpose, dairy system, pasture, genotype x environment interaction

1. Introduction

Dairy production faces a fundamental challenge to produce sufficient food, while at the same time balancing climate protection and grassland ecosystem preservation (Dillon and Delaby 2009). As ruminants are able to digest fiber efficiently, cereals and other crops should primarily cover the dietary needs of humans and monogastric animals (Bryngelsson et al., 2016). However, intensive breeding programs in Europe and North America aim to maximize annual milk production per cow, primarily based on high external inputs such as maize and concentrate supplements. Successful breeding and nutrition programs have led to modern dairy cows, which are characterized by increased milk production levels. Unfortunately, the selection for milk yield is accompanied by a very high demand for nutrients, energy dense rations and bulk feed intake which results in the inability to achieve desired results with grazing and limited supplementation. Additionally, intensification of milk production caused sustainability issues and environmental pollution (Dentler et al., 2020). In contrast, sustained grazing by ruminants is often considered as a profitable, sustainable and a societally accepted management practice which also preserves important grassland ecosystems (Bignal and Mc Cracken 1996; Rosenthal et al. 2012; Wätzold et al. 2015). There is a resulting positive effect on soil preservation, pollution filtration, maintenance of landscapes and biodiversity as well as accomplishing climatic, sociocultural and economic functions (Briemle and Elsässer, 1997; MEA, 2005). On the whole, the intensification of milk production and abandoning milk production from grassland is questionable in terms of sustainability (Thomet et al., 2011; Bava et al., 2014; Knaus, 2016), profitability (Hanrahan et al., 2018) and food security (Ertl et al., 2015). Future milk production needs to take place in areas and on farms where grazing is a best-case land-use scenario. For those farms, the choice of dairy genetics is of major concern because grazing systems with reduced or no concentrate supplementation require adapted dairy cow genetics. The modern Holstein (HS) breed has been selected to produce higher milk yields under intensive systems

with high energy supplements. Pasture-based systems may not take full advantage of the milk production potential of the modern HS genotype. In contrast, most countries feature indigenous breeds which were traditionally kept on pasture for both milk and meat production. In the southwest of Germany, there is a small population of around 6,000 head of dual-purpose Vorderwald (VW) dairy cows remaining in the Black Forest (TGRDEU, 2018). It is locally claimed, that VW cows are adapted to grazing and harsh environmental conditions. The Society for the Conservation of Old and Endangered Livestock Breeds describes VW as “dual-purpose dairy-type cows requiring basic feed levels with regular breeding patterns” (GEH, 2017). Hartwig et al. (2013) conclude from their pedigree analysis, that VW cows were rarely targeted in breeding development programs.

The sustainable intensification of dairy systems and the complex interactions between genotype, production system, resulting environmental impacts and consumer demands require appropriate use of genetic resources (Hammami et al., 2009; Wilkinson and Lee, 2018), but there is a lack of information on the suitability of indigenous cow breeds for adjusted pasture-based milk production systems in the future. We hypothesized that local animal genetic resources, such as VW dairy cows, are adapted to dairy production in pastoral systems with very limited concentrate feeding and have production, udder health and fertility traits which are advantageous in comparison to those of modern HS cows. This study was carried out to evaluate the potential of different dairy cow breeds to be fed on a grass-based diet. To test the hypothesis, we tested for the occurrence of genotype x environment (GxE) interaction for production, reproduction and udder health traits as well as the profitability of HS and dual-purpose VW dairy cows. We also examined the implications of our findings on the future breeding strategies of dual-purpose cow breeds and on the preservation of ecosystem services.

2. Materials and Methods

2.1 Sample Description and Data Acquisition

The present study was undertaken on 15 farms participating in a European Innovation Partnership ‘Agricultural Productivity and Sustainability’ (EIP-AGRI) project. Farms were selected and requested to participate, based on their willingness to provide data and especially on the likely accuracy of data recording. Data was collected for the years 2002 to 2017 and resulted in a total of 43,464 test-day records on 2,485 dairy cows. In total, 1,740 HS and 745 VW cows were included in the accumulation of data from the sample farms in this project. The distribution of animals on the farms is shown in Table 1.

Table 1. Distribution of animals on the farms

Farm	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total
HS ¹	392	235	115	157	52	103	30	149	235	269				3		1,740
VW ²								27	49		209	152	108	114	78	745

¹*Holstein*

²*Vorderwald*

Farms were all located in the permanent upland grassland regions of the Black Forest and Swabian Alb (Germany). Sizeable fractions of the land in these areas are species-rich grasslands, biotopes and steep-slope grasslands, which provide valuable ecosystem services to society. Forests are the predominant native vegetation and control thereof is needed for the preservation of grassland ecosystems. For financial compensation, farmers in disadvantaged regions receive payments from the FAKT-Program (a funding program based on the second pillar of the European Union Common Agricultural Policy for agricultural environment, climate protection and animal welfare in Baden-Wuerttemberg). Ten farms operated within the criteria of organic farming. On average, farms managed 72 ± 41 ha of grassland (ranging from 32 ha to 107 ha) and maintained a herd of $53 (\pm 30)$ cows (ranging from 25 cows to 130 cows). The altitude measured was $852 (\pm 216)$ m above sea level (ranging from 470 m to 1,100 m). Average precipitation was $1,232 (\pm 280)$ mm per year (ranging from 900 mm to 1,850 mm) and average temperature was $6.6 (\pm 1.3)$ °C (ranging from 5.5 °C to 9.6 °C).

To study GxE interaction, records on both the animal performance and the environment were required. Animal performance data were obtained from the state milk monitoring association (LKV Baden-Wuerttemberg). This dataset on individual cow performance was collected on 11 test days each year, according to ICAR (International Committee for Animal Recording) regulations, by official samplers (ICAR, 2017). Animal performance data is officially used for routine breeding value estimation by the State Office for Spatial Information and Land Development Baden-Wuerttemberg (LGL) (Hamann, unpublished data). This data included energy corrected milk (ECM) (kg), protein percentage (protein-%), fat percentage (fat-%), somatic cell score (SCS) and calving interval (CI) for the first three lactations of each individual cow. Dairy traits were used as performance indicators, SCS and CI as an indicator for udder health (Shook and Schutz, 1994) and fertility respectively. Information by the LGL on the environment in which the record was taken, is still less detailed. For breeding value estimation, the environmental effect is usually considered as herd x year x season effect. The dataset on farm organization and agricultural production technology was collected in cooperation with the farm managers through surveys and farm management evaluations. Amount and quality of supplemental feed was recorded based on bills from the feed suppliers. For comparison, concentrate feeds were converted to a standardized concentrate energy level 3 (E3), containing an average of 6.7 MJ NEL per kilogram dry matter (DM). For each kilogram of concentrate containing 6.7 MJ NEL, an equivalent milk production of 2 kg was assumed and subtracted from total milk yield to calculate the milk produced from forage. Main fodder area (MFA) is defined as the hectare of land from which forage is harvested. Table 2 shows the comparison of the target sample group and the whole LGL sample group over a 305-day-lactation performance. The comparison included: the age at first calving, milk yield, fat yield, protein yield, fat percentage and protein percentage. Despite the small sample size of 15 farms, performance characteristics of the targeted random sample are in line with characteristics detected for the whole sample group in the same region.

Table 2: The comparison of the target sample group and the LGL¹ sample group over a 305-day-lactation performance (timeframe 2002 to 2017)

Breed	Sample group	Animals	Age at	Milk yield	Fat yield	Protein yield	Fat percentage	Protein percentage
			first calving					
		n	months	kg	kg	kg	%	%
				ECM ² /cow	kg	kg	%	%
				and year	kg	kg	%	%
HS ³	LGL sample group	80,256	29.9	7,036	278	227	4.1	3.3
	target sample group	1,740	29.3	6,612	262	208	4.1	3.2
VW ⁴	LGL sample group	19,908	32.5	4,724	197	156	4.2	3.3
	target sample group	745	31.5	4,744	191	157	4.0	3.3

¹Animal performance data was obtained by the State Office for Spatial Information and Land Development Baden-Wuerttemberg (LGL) (Hamann, unpublished data) and is officially used for routine breeding value estimation

²Energy corrected milk

³Holstein

⁴Vorderwald

Table 3: Farms and animals allocated to selected feeding parameters

Feeding Parameter	Group	Number of animals		Number of farms
		n HS ¹	n VW ²	n (total n = 15)
Management system	(1) non-organic	639	50	5
	(2) organic	1,101	695	10
Grazing time	(1) none	514	49	3
	(2) half-day	492	212	5
	(3) full-day	734	484	7
Fodder composition	(1) maize silage	271	0	1
	(2) grass silage	682	261	7
	(3) grass and hay	787	484	7
Purchased concentrates ³	(1) > 160	872	74	4
	(2) 100-160	455	270	6
	(3) < 100	396	323	5
Milk yield from forage ⁴	(1) < 2800	282	222	4
	(2) 2800- 4900	367	186	5
	(3) > 4900	1,074	259	6

¹Holstein

²Vorderwald

³In g dry matter energy level 3per kg energy corrected milk

⁴In kg energy corrected milk per ha main fodder area

For analyzation of GxE interaction, grouping genotypes according to their environmental similarities was necessary. Cows were allocated to selected feeding variables. The following groups were formed: management system, pasture grazing time, main fodder composition throughout the year, amount of purchased concentrates and milk yield from forage as shown in Table 3.

2.2 Economic Data Acquisition

Economic data was based mainly on mandatory accounting, which is defined as the complete recording of all business transactions in the form of documents and bills. It is used for tax liability and provides business information to the farmer. For the assessment of dairy system profitability, the management income (MI) was calculated as defined by Kiefer et al. (2014). Farm-level evaluations of dairy herds conducted in 2014 and 2015, were based on the profit and loss statements of each individual farm. Using this approach, MI was calculated by additionally assuming full payment of all production factors, such as local rent for farmland, 5% interest on capital resources and 15 €/hour wage for family workforce. MI, as a measure of the complete payment of all production factors, was used for farm comparisons. The MI is typically used to compare the profitability of dairy farms in Germany (Kiefer et al., 2014).

2.3 Data Analysis

For data processing, plausibility control and analysis, SAS 9.4 (SAS Institute 2013) was used. Performance of GxE was analyzed by using PROC MIXED in SAS 9.4 (SAS Institute 2013) following the model below:

$$Y_{ijklm} = \mu + LN_i + G_j + R_k + E_l + G_j * E_l + F_m(G_j * E_l) + e_{ijklm}$$

Where Y_{ijklm} is the dependent variable (animal performance), μ is the overall mean, LN_i is the fixed effect of lactation number i ($i = 1, 2, 3$), G_j is the fixed effect of genotype j ($j = HS, VW$), R_k is the fixed effect of test-day record year k ($k = 2002, 2003, \dots, 2017$), E_l is the fixed effect of the environment l ($l =$ management system, grazing time, fodder composition, purchased

concentrates, milk yield from forage, management income), $G_j \times E_l$ is the fixed effect of the interaction of genotype j with environment l , $F_m(G_j \times E_l)$ is the fixed effect of the farm m ($m = 1, 2, \dots, 15$) nested in the interaction of genotype j with environment l and e_{ijklm} is the random error term. Data was further evaluated by multiple t-tests using the PDIF option in PROC MIXED to determine the pairwise difference of least square means (LSM). Significance was tested on an error rate of 5 % ($\alpha = 0.05$). A second series of analysis was undertaken, using PROC MIXED in SAS 9.4 (SAS Institute 2013) to determine the influence of factors associated with production and financial performance by linear regression analysis. The fixed effects of interest considered in the model included management system, grazing time, fodder composition, purchased concentrates, milk yield from forage and average milk yield of the years 2002 to 2017.

3. Results

3.1. Production variables

Table 4 reports the P-values of the analysis for GxE interaction for production variables milk yield, protein percentage, fat percentage, SCS and CI. Milk yield was affected by the interaction of GxE with the feeding environments grazing time ($P = 0.001$), purchased concentrates ($P < 0.0001$), milk yield from forage ($P < 0.0001$) and MI ($P < 0.0001$). We did not observe any GxE interaction with the environments management system ($P = 1.000$) and fodder composition ($P = 1.000$). For the gross milk composition, we did not observe GxE interaction in the production variable protein percentage. Fat percentage was affected by the interaction of GxE with the feeding environments purchased concentrates ($P = 0.006$), milk yield from forage ($P < 0.0001$) and MI ($P < 0.0001$). There was a GxE interaction for both reproduction and udder health criteria. Somatic cell score as an indicator for udder health traits, showed GxE interaction with the environments purchased concentrates ($P = 0.038$), milk yield from forage ($P < 0.0001$) and MI ($P < 0.0001$). Calving interval as an indicator of fertility and reproduction showed GxE interaction with the environments grazing time ($P = 0.034$), fodder composition ($P = 0.026$) and

purchased concentrates ($P = 0.010$). For further comparison of production-results, the differences of LSM between the breeds are summarized in Table 5.

Table 4: Statistical P-values for genotype by environment interaction of dual-purpose Vorderwald and specialized Holstein dairy cows (timeframe 2002 to 2017)

	Milk yield	Protein content	Fat content	Somatic Cell Score (SCS)	Calving interval (CI)
	kg ECM/cow	%	%		Days
Management system ¹	1.000	1.000	1.000	0.209	0.370
Grazing time ²	0.001	0.963	0.079	1.000	0.034
Fodder composition ³	1.000	1.000	0.999	0.293	0.026
Purchased concentrates ⁴	<0.0001	0.088	0.006	0.038	0.010
Milk yield from forage ⁵	<0.0001	0.918	<0.0001	<0.0001	0.485
Management income ⁶	<0.0001	0.763	<0.0001	<0.0001	0.357

Level of significance: $\alpha = 0.05$

¹(1) non-organic (2) organic

²(1) no pasture (2) half-day (3) full-day

³(1) maize and grass silage (2) grass silage (3) grass and hay

⁴(1) > 160 (2) 100- 160 (3) < 100, in g dry matter energy level 3 per kg energy corrected milk (ECM)

⁵(1) < 2800 (2) 2800- 4900 (3) > 4900, in kg energy corrected milk (ECM) per ha main fodder area

⁶(1) < -500 (2) - 500- 0 (3) > 0, in € per cow

There was no significant difference in milk yield between the HS and the VW genotype fed less than 100 g concentrates per kilogram ECM ($\Delta = 1.6$ kg, $P = 0.091$). In contrast, we observed differences in milk yield between the HS and the VW genotype at medium and high supplementation rates ($\Delta = 4.0$ kg, $P = 0.003$; $\Delta = 6.2$ kg, $P < 0.001$). The differences in ECM yield lowered between the breeds as the level of concentrate was reduced.

We observed ECM yields of 25.4 kg/cow in the HS and 19.6 kg/cow in the VW genotype managed without pasture ($\Delta = 5.8$ kg, $P < 0.0001$). Under full-day pasture grazing we observed 20.3 kg/cow in the HS and 18.2 kg/cow in the VW genotype ($\Delta = 2.1$ kg, $P = 0.0008$). Overall, the HS genotype expressed higher ECM yields.

Table 5: Comparison of least square means of performance parameters between dual-purpose Vorderwald (VW) and specialized Holstein (HS) dairy cows, under different feeding systems (timeframe 2002 to 2017)

		Milk yield			Protein percentage			Fat percentage			Somatic Cell Score			Calving interval		P^1
		kg ECM ² /cow and day			%			%						Days		
		HS	VW	P^1	HS	VW	P^1	HS	VW	P^1	HS	VW	P^1	HS	VW	P^1
Management system	non-organic	24.7	17.5	***	3.23	3.31	NS	4.06	4.15	NS	3.45	2.76	*	392	374	NS
	organic	21.9	17.9	***	3.16	3.39	***	3.98	4.20	***	3.14	2.83	***	406	374	***
Grazing time	none	25.4	19.5	***	3.33	3.44	*	4.14	4.11	NS	3.52	2.78	***	393	379	NS
	half-day	23.4	16.8	***	3.13	3.34	***	4.00	4.19	NS	3.14	2.93	NS	417	371	***
	full-day	20.3	18.2	***	3.15	3.39	***	3.90	4.21	***	3.19	2.74	**	384	375	NS
Fodder composition	Maize silage	27.4	-	-	3.33	-	-	3.86	-	-	3.80	-	-	384	-	-
	grass silage	22.9	17.4	***	3.25	3.36	***	4.20	4.18	NS	3.10	2.90	*	417	373	***
	grass and hay	21.4	18.2	**	3.08	3.39	***	3.88	4.21	**	3.20	2.74	*	390	375	NS
Purchased concentrates ³	> 160	25.4	19.2	***	3.23	3.39	**	4.09	4.18	NS	3.25	2.83	**	399	380	**
	100- 160	22.0	18.0	**	3.08	3.35	***	3.93	4.25	*	3.47	2.74	*	428	378	**
	< 100	17.8	16.2	NS	3.07	3.32	***	3.85	4.07	*	3.18	2.86	NS	382	370	NS
Milk yield from forage ⁴	< 2800	19.9	15.7	**	3.00	3.19	*	4.05	4.09	NS	3.67	2.84	**	419	379	*
	2800- 4900	22.1	18.2	***	3.21	3.37	***	4.05	4.19	***	3.09	2.90	*	413	380	NS
	> 4900	25.1	18.7	***	3.28	3.44	***	3.94	4.26	***	3.16	2.60	***	386	369	**

¹ P -value of PDIF, Level of significance: NS $P > 0.05$, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

²Energy corrected milk

³In g dry matter energy level 3 per kg ECM

⁴In kg ECM per ha main fodder are

In the gross milk composition, the VW genotype expressed higher percentages of protein and fat. We observed significant differences for protein percentage between the HS and the VW genotype under the feeding environments organic farming ($\Delta = 0.23$ %, $P < 0.001$), full day pasture grazing ($\Delta = 0.24$ %, $P < 0.001$), grass and hay feeding ($\Delta = 0.31$ %, $P < 0.001$), low supplementation rates ($\Delta = 0.25$ %, $P < 0.001$) and high milk yield from forage ($\Delta = 0.16$ %, $P < 0.001$). Additionally, for the VW genotype we found significantly higher fat percentage under the feeding environments organic farming ($\Delta = 0.22$ %, $P < 0.001$), full day pasture grazing ($\Delta = 0.31$ %, $P < 0.001$), grass and hay feeding ($\Delta = 0.33$ %, $P = 0.004$), low supplementation rates ($\Delta = 0.22$ %, $P = 0.041$) and high milk yield from forage ($\Delta = 0.32$ %, $P < 0.001$). In contrast, there was no significant difference between the HS and the VW genotype under the feeding environments non-organic, none and half day pasture grazing, grass silage feeding, low milk yield from forage and when fed more than 160 g concentrates per kilogram ECM. The analysis also identified higher fertility and superior udder health in the dual-purpose VW than in the HS genotype.

We identified the rate of concentrate supplementation as a major production variable causing GxE interaction between dual-purpose VW and the HS genotype. As the level of purchased concentrates decreased, the advantage of the HS genotype for high ECM production declined and the advantage of the VW genotype for higher gross milk composition, superior udder health and greater fertility increased.

3.2 Linear Regression Analysis for Dairy System Profitability

Results of linear regression analysis to determine the effect of feed management on dairy system profitability and milk yield are shown in Table 6.

Table 6: Results of the linear regression analysis to determine the influence of management parameters on management income (MI) and milk yield from dual-purpose Vorderwald (VW) and specialized Holstein (HS) dairy cows

	Breed	MI	P	Ø milk yield	P
		€/cow		kg ECM6/cow	
Management system (1-2) ¹	HS	838.96	0.017	-1.35	0.383
	VW	1,410.74	0.002	1.74	0.367
Grazing time (1-3) ²	HS	471.87	0.049	-0.18	0.825
	VW	262.00	0.020	-2.14	0.014
Fodder composition (1-3) ³	HS	370.67	0.165	-0.71	0.395
	VW	132.36	0.557	-2.45	0.004
Purchased concentrates (1-3) ⁴	HS	226.54	0.355	-2.20	0.041
	VW	685.94	0.090	-0.53	0.729
Milk yield from forage (1-3) ⁵	HS	590.67	0.004	2.00	0.020
	VW	593.29	0.024	0.01	0.991
Ø Milk yield ⁶	HS	50.72	0.460		
	VW	39.03	0.660		

Level of significance: $\alpha = 0.05$

¹Management system: (1) non- organic (2) organic

²Grazing time: (1) no pasture (2) half-day (3) full-day

³Fodder composition: (1) maize and grass silage (2) grass silage (3) grass and hay

⁴Purchased concentrates: (1) > 160 (2) 100- 160 (3) < 100, in g dry matter energy level 3 per kg ECM

⁵Milk yield from forage: (1) < 2800 (2) 2800- 4900 (3) > 4900, in kg ECM per ha main fodder area

⁶In kg energy corrected milk (ECM) per cow

The feeding environments management system, grazing time, purchased concentrates and milk yield from forage revealed significant impacts on the MI from different genotypes. The analysis of dairy system profitability showed major advantages for organic over non-organic farms for both the HS (P = 0.017) and the VW genotype (P = 0.002). Organic management of the HS and the VW genotype resulted in an additional gain of 839 €/cow for HS and 1411 €/cow for VW dairy cows. In contrast, the environment management system had no influence on the milk yield of the HS and the VW genotype (P = 0.383, P = 0.367). Full-day pasture grazing positively influenced the MI of farms with HS and VW dairy cows (472 €/HS, P = 0.049 and 262 €/VW, P = 0.020). Low concentrate supplementation had a significant negative impact on the milk yield of the HS genotype (P = 0.041), but had no effect on the MI (P = 0.355). The

feeding environment milk yield from forage revealed a significant positive impact on the MI from HS and VW dairy cows ($P = 0.004$, $P = 0.024$) which resulted in an additional MI of 590 €/cow from both genotypes. In contrast, ECM yield per cow revealed no significant impact on the MI of farms. Table 7 shows that high concentrate supplementation resulted in a higher milk yield per cow, but this did not translate to a higher per cow profitability.

Table 7: Influence of milk yield and purchased concentrates on management income

Purchased concentrates g DM E ₃ ¹ /kg ECM ²	Milk yield kg ECM ² /cow and day	Milk yield kg ECM ² /cow and year	Management income €/cow
>160	22.70	7159	-280.33
100-160	19.36	6388	-272.17
<100	17.82	5967	63.33

¹Dry matter (DM) of energy level 3

²Energy corrected milk

4. Discussion

Due to climatic and geographic conditions, grassland is the best case land use option in many parts of the world (FAO, 2005). Although we are comparing local and specific breeds, the topic of this study is of general concern. Interest is emerging in the inherent characteristics of breeds, resulting from the integration of agri-environmental indicators into agricultural policy to ensure climate protection, landscape maintenance, agrobiodiversity enhancement and preservation of ecosystems. Continuing efforts are being made to develop dairy production systems with less reliance on external production factors (Baumont et al., 2014). This study contributes findings which are of interest to readers from countries with pasture-based systems and/or local dual-purpose breeds. These findings may also be applicable for dairy production in tropical regions, where intensive dairy production systems, developed in temperate countries, are difficult to implement, but population growth will increase the demand for locally produced animal protein (Hernández-Castellano et al., 2019).

Due to the in-depth-analysis, a limiting factor of this transdisciplinary study is the small sample size of farms. While the in-depth-analysis allows the comparison of a variety of impacting factors, the limited sample size makes it difficult to account for genetic effects. Nevertheless, comparison of the 305-day-lactation performance of the target cow sample and the whole LGL cow sample group showed performance characteristics within the same range. This confirmed that the dataset used for analysis in this study adequately represents the whole population of HS and VW genotypes and derives important findings.

We found significant GxE interaction for milk yield, milk composition, SCS and CI between HS and VW genotypes under different feeding environments (*viz.* pasture grazing time and amount of concentrates fed). We did not find significant re-ranking of breeds but we did find scaling effects, which are the most common form to be found in studies which report a GxE interaction (Dillon et al., 2006; Schwarzenbacher and Fürst, 2013). Until recently, many studies have indicated little or no importance of such interactions (Macdonald et al., 2008; Delaby et al., 2009). A GxE interaction was only found in studies when high differences between production environments and/or genotypes were observed (Hammami et al., 2009). Results of our study showed, that HS dairy cows are superior in terms of ECM production within environments where energy dense feeding rations are included. We also identified that HS cows could not take full advantage of their genetic potential for high milk production when managed under full-day pasture or fed mainly with grass and hay and particularly when low levels of supplemental concentrates were fed. The high demand for nutrients, energy and feed intake due to increased milk production potential, results in the inability to achieve desired intakes from grass and pastures (Dillon et al., 2006; Martens, 2012). Our findings coincide with other international studies where a GxE interaction between feeding system and cow type has been reported for both production and reproduction traits (Kolver et al., 2002; Horan et al., 2005; McCarthy et al., 2007b; Fulkerson et al., 2008; Cutullic et al., 2011; Piccand et al., 2013). Using the CI as an indicator of reproductive performance, dual-purpose VW cows had better fertility

than HS cows. Calving interval is one of the most commonly evaluated traits in dairy cow reproduction (Berry et al., 2014). Similar to our results, Toledo-Alvarado et al. (2017) found greater reproductive potential for the dual-purpose breeds Alpine Grey and Simmental than for the modern HS and Brown Swiss genotypes. Additionally, Delaby et al. (2009) found that dual-purpose Normande cows had a 10% better pregnancy rate than HS cows. Increased selection for higher milk production has resulted in cows with a lower reproductive performance (Dillon et al., 2006). Decreased reproductive performance is a major problem for seasonal calving patterns, which in part determine the profitability of pasture based dairy systems (Shalloo et al., 2014). Similar to our result, Fulkerson et al. (2008) and Horn et al. (2013) confirmed the increased capacity of cows with high genetic merit for milk yield to respond to feed concentrate levels (in terms of milk, fat, and protein production), however, their reproductive performance decreased. Gehring (2016) also found increased reproductive disorders (e.g. cysts and endometritis) in VW cows with increased milk production.

Decreased reproductive efficiency can also be a consequence of negative energy balance. Negative energy balance was previously considered to have the greatest negative impact on fertility (Walsh et al., 2011). Eastridge (2006) found that from 1980 to 2003, milk production in US dairy cows increased by 55% but simultaneous fodder intake increased only by 25%. Dairy cows with a high genetic merit for milk production are not able to meet the increased consumption requirements, especially in early lactation and display symptoms of nutritional stress causing reduced fertility (Walsh et al., 2011). Despite decreased fertility, negative energy balance is also a well-known cause of high risk diseases and illnesses such as milk fever, ketosis, fatty liver, retained placenta, mastitis and lameness accompanied by high culling rates and reduced number of lactations (Walsh et al., 2011; Martens, 2012; Brade et al., 2016). Therefore, one of the primary challenges relating to grazing dairy cows is maintaining an adequate energy balance. A higher grain supplementation results in a decrease of grass intake (Heublein et al.,

2017), hence the profitability and economic sustainability of a pasture-based system is vulnerable (Hanrahan et al., 2018). As also found by Washburn and Mullen (2014), the results of our study show that HS cows with a high genetic potential for milk yield may only function well in grazing systems which include supplemental concentrates and less restrictive calving intervals.

In our study, the VW genotype also showed better SCS values than the HS genotype. Somatic cell score is widely used to identify subclinical mastitis in individual cows (Shook and Schutz, 1994, Berry et al., 2011; Ruegg and Pantoja, 2013). The higher SCS of HS compared to VW cows is an additional major disadvantage because suboptimal udder health erodes herd profitability due to increased medicinal requirements. Furthermore, decreased udder health causes higher culling rates and negatively influences consumer perception of dairy systems (Berry, 2015). Production based problems such as reduced fertility and diseases such as mastitis cause not only serious economic loss, but also have substantial animal welfare implications (Ahmadzadeh et al., 2009). Therefore, finding and establishing proper biomarkers for detection of diseases and welfare problems in dairy farming is of great interest (Zachut et al., 2020)

Results of this study also showed a lower total milk yield but a higher gross milk composition (fat-% and protein-%) in VW cows. Earlier studies proved that local dual-purpose breeds narrow their productive gap by having less variation in milk quality and have higher body fat retention when grazing pastures (Zendri et al., 2016). In terms of milk production and economic profitability, it is still questionable as to whether the additional 1.6 kg ECM yielded by the HS genotype under low concentrate supplementation, or the additional 2.1 kg of milk under full day pasture, leads in turn to an economic advantage over poor udder health and fertility characteristics. We found similarly high or even greater MI on dairy farms operating on pasture and low concentrate supplementation compared to other farm systems. Similar economic outcomes, resulting from low production costs, were also found by other scientists (Kiefer, 2014; Hanrahan et al., 2018). Additionally, McCarthy et al. (2007) found that genetic selection for

increased milk production, in conjunction with increased concentrate supplementation, resulted in the reduced profitability of pasture-based systems. Therefore, high milk productivity is not a comprehensive indicator for efficient, profitable and appropriate dairy breeds on low-input and grass-based systems and may not necessarily demonstrate high competence (Thomet et al., 2011).

Apart from milk production, dual-purpose VW cows also produce high quality meat (Augustini and Spindler, 2002). This is of particular interest for the future sustainability of dairy farms because they should be considered as multi-functional systems which are producing meat in addition to milk (Zehetmeier et al., 2012) and providing ecosystem services (Bernués et al., 2014). Due to higher meat production, the climate protection potential of different dairy breeds also varies. Zehetmeier et al. (2014) showed that a system relying on dual-purpose breeds producing milk and meat at the same time, emits less CO₂eq/kg ECM than a specialized HS dairy system supported by an additional suckler cow system for beef production. Additionally, Vellinga and de Vries (2018) found that several greenhouse gas mitigation strategies focusing on optimizing milk production per cow, were less effective compared to the integral reduction of environmental impacts by using dual-purpose cows for milk and meat production. This is because meat and milk production are closely interrelated and specialized meat production systems result in substantial negative environmental impacts (Baltussen et al., 2016). For a number of reasons, farmers and agricultural scientists therefore need to reconsider the choice of breeds and breeding strategies for the production of milk and meat from pasture and grass in order to maximize the societal benefits of our farming systems. A breeding program, incorporating new traits and adequate performance tests should be developed for local dual-purpose dairy cows such as VW. It is important to be able to select for high quality milk, meat, fitness, health and efficient grass usage in order to attain sustainable dairy intensification on reduced external inputs. Such efforts could support the traditional linkage between livestock and grassland production, while being economically and ecologically sustainable (Meuwissen, 2009).

This linkage plays an important role in the existence and preservation of grasslands as high value, multifunctional ecosystems, allowing synergies between cultural, social and business aspects (Parente and Bovolenta 2012; Battaglini et al. 2014; Bernués et al. 2014; Herrero et al. 2015).

5. Conclusion

The relative importance of factors such as nutritional demands, fertility, milk yield and fattening traits are not the same in diverse feeding systems such as pasture-based, low-input-systems as in confinement-based, high-input systems. The study demonstrated that for sustainable production and economic profitability, dairy breeds should be suitable to the environment in which they are expected to perform because the same nutritional model cannot be applied across all breeds. VW cows carry traits gained from generations of on-farm selection in an extensive, mountainous environment with pastures of lower nutritive value, low concentrate feeding levels and seasonal calving. We conclude, that for use in pasture-based systems, dual-purpose VW dairy cows deserve considerable interest. Future breeding strategies must focus on improving the grass conversion efficiency of dairy cows. Further development and optimization of grass conversion efficiency is of particular importance to sustainably enhance the output and to improve the overall societal benefit of dairy systems.

6. Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the funding by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and the Ministry of Rural Affairs, Food and Consumer Protection Baden-Wuerttemberg under the approach of European Innovation Partnership for Agricultural Productivity and Sustainability (EIP-AGRI). The authors also wish to thank the numerous individuals who contributed data to the study.

7. References

Ahmadzadeh, A., F. Frago, B. Shafii, J.C. Dalton, W.J. Price, and M.A. McGuire. 2009. Effect

of clinical mastitis and other diseases on reproductive performance of Holstein cows. *Anim. Reprod. Sci.* 112:273–282. doi:10.1016/j.anireprosci.2008.04.024.

Augustini, C., and M. Spindler. 2002. Untersuchungen zur Mast- und Schlachtleistung sowie zur Fleischqualität von Vorderwälder Bullen. Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach.

Baltussen, W., T. Achterbosch, E. Arets, A. de Blaeij, N. Erlenborn, V. Fobelets, P. Galgani, A. De Groot Ruiz, R. Hardwicke, S.J. Hiemstra, P. van Horne, O.A. Karachalios, G. Kruseman, R. Lord, W. Ouweltjes, M.T. Robles, T. Vellinga, and L. Verkooijen. 2016. Valuation of livestock eco-agri-food systems: poultry, beef and dairy. Wageningen, Wageningen Univ. Res. Publ. 2016-023.

Battaglini, L., S. Bovolenta, F. Gusmeroli, S. Salvador, and E. Sturaro. 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Ital. J. Anim. Sci.* 13:431–443. doi:10.4081/ijas.2014.3155.

Baumont, R., E. Lewis, L. Delaby, S. Prache, and B. Horan. 2014. Sustainable intensification of grass-based ruminant production. 25th Gen. Meet. Eur. Grassl. Fed. 19:521–532. doi:10.1016/0301-9322(96)00029-8.

Bava, L., A. Sandrucci, M. Zucali, M. Guerci, and A. Tamburini. 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production?. *J. Dairy Sci.* 97:4579–4593. doi:10.3168/jds.2013-7530.

Bernués, A., T. Rodríguez-Ortega, R. Ripoll-Bosch, and F. Alfnes. 2014. Socio-Cultural and Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Mediterranean Mountain Agroecosystems. *PLoS One* 9. doi:10.1371/journal.pone.0102479.

Berry, D.P. 2015. Breeding the dairy cow of the future: what do we need?. *Anim. Prod. Sci.* 55:823–837.

Berry, D.P., M.L. Bermingham, M. Good, and S.J. More. 2011. Genetics of animal health and disease in cattle. *Ir. Vet. J.* 64. doi:10.1186/2046-0481-64-5.

Berry, D.P., E. Wall, and J.E. Pryce. 2014. Genetics and genomics of reproductive performance in dairy and beef cattle. *Animal* 8:105–121. doi:10.1017/S1751731114000743.

Brade, W., K. Huber, H. Martens, and E.-G. Hellwig. 2016. Göttinger Erklärung 2016 zur Milchproduktion. Agrar. und Veterinär Akad. Haupttagung im März 2016 Göttingen
Priorität für Gesundh. der Milchkühe.

- Briemle, G., and M. Elsässer. 1997. Die Funktionen des Grünlandes. *Berichte über Landwirtschaft* 75:272–290.
- Bryngelsson, D., S. Wirsenius, F. Hedenus, and U. Sonesson. 2016. How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy* 59:152–164. doi:10.1016/j.foodpol.2015.12.012.
- Cutullic, E., L. Delaby, Y. Gallard, and C. Disenhaus. 2011. Dairy cows' reproductive response to feeding level differs according to the reproductive stage and the breed. *Animal* 5:731–740. doi:10.1017/S1751731110002235.
- Delaby, L., P. Faverdin, G. Michel, C. Disenhaus, and J.L. Peyraud. 2009. Effect of different feeding strategies on lactation performance of Holstein and Normande dairy cows. *Animal* 3:891–905. doi:10.1017/S1751731109004212.
- Dentler, J., L. Kiefer, T. Hummler, E. Bahrs und M. Elsaesser. 2020. The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use. *Agroecology and Sustainable Food Systems*. doi: 10.1080/21683565.2020.1712572.
- Dillon, P., D.P. Berry, R.D. Evans, F. Buckley, and B. Horan. 2006. Consequences of genetic selection for increased milk production in European seasonal pasture based systems of milk production. *Livest. Sci.* 99:141–158. doi:10.1016/j.livsci.2005.06.011.
- Dillon, P., and L. Delaby. 2009. Challenges from EU and International Environmental policy and legislation to animal production from temperate grassland. *Irish J. agri-environmental Res.* 7:51–68.
- Eastridge, M.L. 2006. Major Advances in Applied Dairy Cattle Nutrition. *J. Dairy Sci.* 89:1311–1323. doi:10.3168/jds.S0022-0302(06)72199-3.
- Ertl, P., H. Klocker, S. Hörtenhuber, W. Knaus, and W. Zollitsch. 2015. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of austrian dairy farms. *Agric. Syst.* 137:119–125. doi:10.1016/j.agsy.2015.04.004.
- FAO. 2005. *Grasslands of the World. Plant Production and Protection Series No. 34 of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations.* J.M. Suttie, S.G. Reynolds, and C. Batello, ed.
- Fulkerson, W.J., T.M. Davison, S.C. Garcia, G. Hough, M.E. Goddard, R. Dobos, and M.

Blockey. 2008. Holstein-Friesian Dairy Cows Under a Predominantly Grazing System: Interaction Between Genotype and Environment. *J. Dairy Sci.* 91:826–839. doi:10.3168/jds.2007-0147.

GEH. 2017. Gesellschaft Zur Erhaltung Alter Und Gefährdeter Haustierrassen e.V.: Rassebeschreibungen Gefährdeter Nutztierassen. Vorderwälder Rind. Accessed January 9, 2017. <http://www.g-e-h.de>.

Gehring, S. 2016. Beziehung zwischen Gesundheitsdaten und Leistungsmerkmalen bei Fleckvieh und Vorderwälder Rind. Master Thesis Univ. Hohenheim.

Hammami, H., R. Boulbaba, and N. Gengler. 2009. Genotype by environment interaction in dairy cattle. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 13:155–164.

Hanrahan, L., N. McHugh, T. Hennessy, B. Moran, R. Kearney, M. Wallace, and L. Shalloo. 2018. Factors associated with profitability in pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 101:5474–5485. doi:10.3168/jds.2017-13223.

Hartwig, S., R. Wellmann, H. Hamann, and J. Bennewitz. 2013. Pedigreeanalysen zur Beschreibung der genetischen Variabilität bei Vorderwälder, Hinterwälder und Limpurger. *Züchtungskunde* 85:270–288.

Hernández-Castellano, L.E., J.E. Nally, J. Lindahl, M. Wanapat, I.A. Alhidary, D. Fanguero, D. Grace, M. Ratto, J.C. Bambou, and A.M. de Almeida. 2019. Dairy science and health in the tropics: challenges and opportunities for the next decades. *Tropical Animal Health and Production.* 51:1009-1017. doi: 10.1007/s11250-019-01866-6.

Herrero, M., S. Wirsenius, B. Henderson, C. Rigolot, P. Thornton, P. Havlík, I. de Boer, and P.J. Gerber. 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade?. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 40:177–202. doi:10.1146/annurev-environ-031113-093503.

Heublein, C., F. Dohme-Meier, K.H. Südekum, R.M. Bruckmaier, S. Thanner, and F. Schori. 2017. Impact of cow strain and concentrate supplementation on grazing behaviour, milk yield and metabolic state of dairy cows in an organic pasture-based feeding system. *Animal* 11:1163–1173. doi:10.1017/S1751731116002639.

Horan, B., P. Dillon, P. Faverdin, L. Delaby, F. Buckley, and M. Rath. 2005. The interaction of strain of Holstein-Friesian cows and pasture-based feed systems on milk yield, body weight, and body condition score. *J. Dairy Sci.* 88:1231–43. doi:10.3168/jds.S0022-0302(05)72790-9.

Horn, M., A. Steinwigger, J. Gasteiner, L. Podstatzky, A. Haiger, and W. Zollitsch. 2013. Suitability of different dairy cow types for an Alpine organic and low-input milk production system. *Livest. Sci.* 153:135–146. doi:10.1016/j.livsci.2013.01.011.

ICAR (International Committee for Animal Recording). 2017. Section 2 - Guidelines for Dairy Cattle Milk Recording. <https://www.icar.org/Guidelines/02-Overview-Cattle-Milk-Recording.pdf>

Kiefer, L., F. Menzel, and E. Bahrs. 2014. The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. *J. Dairy Sci.* 97:7564–7574. doi:10.3168/jds.2014-8284.

Kiefer, L.R. 2014. Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands. PhD Thesis. Univ. Hohenheim. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

Knaus, W. 2016. Perspectives on pasture versus indoor feeding of dairy cows. *J. Sci. Food Agric.* 96:9–17. doi:10.1002/jsfa.7273.

Kolver, E.S., J.R. Roche, M.J. De Veth, P.L. Thorne, and A.R. Napper. 2002. Total mixed ratios versus pasture diets: Evidence for a genotype x diet interaction in dairy cow performance. *Proc. New Zeal. Soc. Anim. Prod.* 62:246–251.

Macdonald, K.A., G.A. Verkerk, B.S. Thorrold, J.E. Pryce, J.W. Penno, L.R. McNaughton, L.J. Burton, J.A.S. Lancaster, J.H. Williamson, and H.C. W. 2008. A Comparison of Three Strains of Holstein-Friesian Grazed on Pasture and Managed Under Different Feed Allowances. *J. Dairy Sci.* 91:1693–1707. doi:10.3168/jds.2007-0441.

Martens, H. 2012. Die Milchkuh – Wenn die Leistung zur Last wird!. Tagungsband der 39. Viehwirtschaftlichen Fachtagung am Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein 35–42.

McCarthy, S., B. Horan, P. Dillon, P. O'Connor, M. Rath, and L. Shalloo. 2007a. Economic Comparison of Divergent Strains of Holstein-Friesian Cows in Various Pasture-Based Production Systems. *J. Dairy Sci.* 90:1493–1505. doi:10.3168/jds.S0022-0302(07)71635-1.

McCarthy, S., B. Horan, M. Rath, M. Linnane, P. O'Connor, and P. Dillon. 2007b. The influence of strain of Holstein-Friesian dairy cow and pasture-based feeding system on grazing behaviour, intake and milk production. *Gras Forage Sci.* 62:13–26. doi:10.1079/ASC200661.

MEA. 2005. Ecosystems and Human Well-being. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC, USA.

Meuwissen, T. 2009. Genetic management of small populations: A review. *Acta Agric. Scand. Sect. A - Anim. Sci.* 59:71–79. doi:10.1080/09064700903118148.

Parente, G., and S. Bovolenta. 2012. The role of grassland in rural tourism and recreation in Europe. *Grass Forage Sci.* 17:733–743.

Piccand, V., E. Cutullic, S. Meier, F. Schori, P.L. Kunz, J.R. Roche, and P. Thomet. 2013. Production and reproduction of Fleckvieh, Brown Swiss, and 2 strains of Holstein-Friesian cows in a pasture-based, seasonal-calving dairy system. *J. Dairy Sci.* 96:5352–5363. doi:10.3168/jds.2012-6444.

Ruegg, P.L., and J.C.F. Pantoja. 2013. Understanding and using somatic cell counts to improve milk quality. *Irish J. Agric. Food Res.* 52:101–117.

SAS Institute. 2013. Base SAS® 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures, Second Edition. SAS Inst. Inc., Cary, NC, USA. doi:10.1016/B978-0-444-59425-9.00014-7.

Schwarzenbacher, H., and C. Fürst. 2013. Züchten wir die richtigen Kühe für extensive Betriebe?. Die beste Kuh für's Gras. *Semin. des Ausschusses für Genet. der ZAR, Salzburg.* 55–62.

Shalloo, L., A. Cromie, and N. Mchugh. 2014. Effect of fertility on the economics of pasture-based dairy systems. *Animal* 8:222–231. doi:10.1017/S1751731114000615.

Shook, G.E. and M.M. Schutz. 1994. Selection on somatic cell score to improve resistance to mastitis in the United States. *J. Dairy Sci.* 77, 648–658.

TGRDEU. 2018. Zentrale Dokumentation Tiergenetischer Ressourcen in Deutschland. Accessed February 13, 2018. <https://tgrdeu.genres.de/>.

Thomet, P., E. Cutullic, W. Bisig, C. Wüst, M. Elsässer, S. Steinberger, and A. Steinwider. 2011. Merits of full grazing systems as a sustainable and efficient milk production strategy. *Proc. 16th Eur. Grassl. Fed. Symp. Irdning, Austria* 273–285.

Toledo-Alvarado, H., A. Cecchinato, and G. Bittante. 2017. Fertility traits of Holstein, Brown Swiss, Simmental, and Alpine Grey cows are differently affected by herd productivity and milk yield of individual cows. *J. Dairy Sci.* 100:8220–8231. doi:10.3168/jds.2016-12442.

- Vellinga, T. V., and M. de Vries. 2018. Effectiveness of climate change mitigation options considering the amount of meat produced in dairy systems. *Agric. Syst.* 162:136–144. doi:10.1016/j.agsy.2018.01.026.
- Walsh, S.W., E.J. Williams, and A.C.O. Evans. 2011. A review of the causes of poor fertility in high milk producing dairy cows. *Anim. Reprod. Sci.* 123:127–138. doi:10.1016/j.anireprosci.2010.12.001.
- Washburn, S.P., and K. a E. Mullen. 2014. Invited review: Genetic considerations for various pasture-based dairy systems. *J. Dairy Sci.* 97:5923–38. doi:10.3168/jds.2014-7925.
- Wätzold, F., E. Bahrs, P.H. Feindt, U. Hamm, J. Isselstein, S. Schröder, V. Wolters, G. Backes, L. Dempfle, E.-M. Engels, J. Engels, A. Graner, M. Herdegen, M. Konnert, H. Schulte-Coerne, S. Wagner, and H. Wedekind. 2015. Perspektiven für das artenreiche Grünland – Alternativen zum Rückfall in die Belohnung einer Überschussproduktion bei Milch. Kurzstellungnahme des Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genet. Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- Wilkinson, J.M., and M.R.F. Lee. 2018. Review: Use of human-edible animal feeds by ruminant livestock. *Animal* 12:1735–1743. doi:10.1017/S175173111700218X.
- Zachut, M., M. Šperanda, A.M. de Almeida, G. Gabai, A. Mobasheri and L.E. Hernández-Castellano. 2020. Biomarkers of fitness and welfare in dairy cattle: healthy productivity. *Journal of Dairy Research* 87:4-13. doi: 10.1017/S0022029920000084.
- Zehetmeier, M., J. Baudracco, H. Hoffmann, and A. Heißenhuber. 2012. Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6:154–166. doi:10.1017/S1751731111001467.
- Zehetmeier, M., H. Hoffmann, J. Sauer, G. Hofmann, G. Dorfner, and D. O'Brien. 2014. A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agric. Syst.* 129:55–67. doi:10.1016/j.agsy.2014.05.006.
- Zendri, F., M. Ramanzin, G. Bittante, and E. Sturaro. 2016. Transhumance of dairy cows to highland summer pastures interacts with breed to influence body condition, milk yield and quality. *Ital. J. Anim. Sci.* doi:10.1080/1828051X.2016.1217176.

3. Übergreifende Diskussion und Schlussfolgerungen

3.1. Synthese der wichtigsten Ergebnisse

Im Rahmen dieses Kapitels der vorliegenden Dissertation werden die zugrundeliegenden Forschungshypothesen nochmals aufgegriffen und übergreifend diskutiert. Im Anschluss werden schlussfolgernd Handlungsempfehlungen abgeleitet.

- **Hypothese 1:**

Die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands ist im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen in günstigen Regionen wirtschaftlich und sozial konkurrenzfähig.

Für die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands konnte anhand der vorliegenden Ergebnisse, im Vergleich zu überdurchschnittlich erfolgreichen konventionellen Stallhaltungsbetrieben, eine sehr hohe Wettbewerbsfähigkeit aufgezeigt werden. Letztere wurden im Rahmen des Rinderreports Baden-Württemberg erhoben und zeichneten sich durch größere Bestände und hohe Einzeltierleistungen verbunden mit hohen Kraftfuttergaben aus. Demgegenüber waren die Betriebe der grünlandbasierten Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands durch hohe Grundfutterleistungen, einen entsprechend höheren Anteil des Einkommens aus Fördermitteln der zweiten Säule der GAP sowie durch einen hohen ökologisch motivierten Milchpreisaufschlag gekennzeichnet. Dabei stellten die wirtschaftlich erfolgreichsten Betriebe der grünlandbasierten Stichprobe mit +9,4 Cent je kg Milch im kalkulatorischen Betriebszweigergebnis im Vergleich zu den konventionellen Stallhaltungsbetrieben des Rinderreports mit +3,8 Cent je kg Milch eine hohe Wirtschaftlichkeit unter Beweis. Insgesamt zeigte die Stichprobe der grünlandbasierten Milchproduktion aber erhebliche Schwankungsbreiten innerhalb des kalkulatorischen Betriebszweigergebnis, von -17,7 Cent je kg Milch des unteren Viertels im Vergleich zu +9,4 Cent je kg Milch des oberen wirtschaftlichen Viertels. Daraus wurde deutlich, dass eine ökonomisch nachhaltige Milchproduktion nicht immer gegeben ist, wengleich große Schwankungsbreiten auch immer ein Optimierungspotential aufzeigen. Insbesondere hohe Niederschläge, arrundierte Betriebsflächen und niedrige Flächenkosten begünstigen die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands. Gleichzeitig sind einige Standorte überproportional stark durch steile Flächen, karge Böden, kurze Vegetationszeiten, hohe Schneelasten und extensive Pflanzenbestände limitiert. Eine Kürzung der Zahlungen aus der

zweiten Säule der GAP würde insbesondere auf diesen Problemlagen die Milchproduktion weiter einschränken. Grundsätzlich können Milchviehbetriebe in Grünlandregionen von hohen Ökomilchpreisen und Förderungen aus Agrarumweltmaßnahmen, verbunden mit einem hohen Einsatz von Weidegras und geringen Fremdkosten (Kraftfutter, Fremdarbeitskräfte), ökonomisch profitieren. Damit konnten die Ergebnisse zur Wirtschaftlichkeit der grünlandbasierten Milcherzeugung (Haas und Hofstetter, 2017; Leisen und Uhlig, 2016; Kiefer und Bahrs, 2016; Schläpfer und Bosshard, 2016; Blättler et al. 2015; Hofstetter et al. 2014; Kiefer et al. 2013; Gazzarin et al. 2011) erstmals auch speziell für Milchviehbetriebe in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands bestätigt werden.

Zwar wiesen die 25 % besseren Betriebe der grünlandbasierten Stichprobe in benachteiligten Regionen größere Kuhbestände und höhere Milchleistungen je Kuh und Jahr auf, jedoch greifen diese offenkundigen Zusammenhänge oftmals zu kurz und werden durch Wirtschaftsweise und Produktionstechnik zum Teil deutlich überlagert (Kirner, 2018). Obwohl Stallhaltungsbetriebe aufgrund ihrer hohen Milchleistung stärker von steigenden Milchpreisen profitieren können, sind starke Marktpreisschwankungen und die kritische Sicht der Gesellschaft auf Wachstum und Intensivierung verbunden mit großen Umweltbelastungen große Risiken dieser Strategie.

Dies zeigte sich auch im Hinblick auf die sozialen Parameter. So konnte im Systemvergleich eine höhere soziale Zufriedenheit der Betriebsleiter der grünlandbasierten Betriebe in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands aufgezeigt werden. Insbesondere in den Bereichen Stress, Freizeit und Wertschätzung der Bevölkerung und durch Berufskollegen bestätigten die Betriebsleiter eine hohe soziale Nachhaltigkeit. Trotz komplexer Zusammenhänge und einer starken Abhängigkeit von der subjektiven Wahrnehmung konnte gezeigt werden, dass die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands auch auf sozialer Ebene konkurrenzfähig zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung in günstigen Regionen sein kann.

- **Hypothese 2:**

Grünlandbasierte Milchbetriebe zeichnen sich im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen durch eine vergleichsweise hohe Lebensmittelkonversionseffizienz, eine hohe Nährstoffeffizienz sowie geringe Nährstoffüberschüsse und eine gute Energieeffizienz aus.

Beim Blick auf die untersuchten Effizienzparameter konnte für die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands, im Vergleich zu konventionellen Stallhaltungsbetrieben mit hohen Einzeltierleistungen, eine hohe Effizienz aufgezeigt werden. Dabei schnitten in Bezug auf die Energieeffizienz beide Systeme gleich gut ab. Das widerspricht den Ergebnissen einer Literaturstudie von Smith et al. (2015), die für ökologische Milchproduktionssysteme eine höhere Energieeffizienz im Vergleich zu konventionellen Systemen aufzeigten. Mit Blick auf die Energieintensität konnte auch in der vorliegenden Arbeit ein geringerer Energieverbrauch pro Kilogramm Milch für die Betriebe der grünlandbasierten Milchproduktion aufgezeigt werden. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Flaten et al. (2018). Insgesamt ist in Abhängigkeit der Trophieebene die Produktion von pflanzlichem Protein in der Regel sehr viel effizienter als die Produktion von tierischem Protein (Bleken et al. 2005), weshalb in der weiteren Bewertung der Effizienz insbesondere der Kraftfuttereinsatz eine entscheidende Rolle einnimmt.

Die Betriebe der grünlandbasierten Milchproduktion schnitten vor allem hinsichtlich der Lebensmittelkonversionseffizienz und der Nährstoffeffizienz deutlich besser ab als die intensiven Stallhaltungsbetriebe. Letztere zeichneten sich, infolge des systembedingt höheren Kraftfutterraufwands, durch einen hohen Anteil für die menschliche Ernährung nutzbarer Fraktionen an der Gesamttrockenmasseaufnahme von 36 % aus. Zwar wiesen die Betriebe mit einem hohen Kraftfuttereinsatz eine deutlich höhere Milchleistung pro Kuh und Jahr auf, jedoch war damit konsequent auch eine geringere Netto-Lebensmittelproduktionseffizienz verbunden. Demgegenüber waren die Betriebe der grünlandbasierten Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands durch einen sehr geringen Anteil für die menschliche Ernährung nutzbarer Fraktionen an der Gesamttrockenmasseaufnahme von 9 % gekennzeichnet. Obwohl grünlandbasierte Milchsysteme daher häufig eine geringere Milchleistung aufweisen, führte ein hoher Einsatz von Gras, das für die menschliche Ernährung nicht anderweitig nutzbar ist, zu einer hohen Lebensmittelproduktionseffizienz von durchschnittlich 295 %, bezogen

auf die Bruttoenergie. Damit nutzen grasbasierte Systeme den evolutionären Vorteil von Wiederkäuern zur Verwertung von Gras aus und tragen wesentlich zur Lebensmittelproduktion bei (Wilkinson and Lee, 2018; Ertl et al. 2015).

Parallel zeigten grasbasierte Systeme durch einen geringen Kraftfuttereinsatz, in Verbindung mit einem geringen mineralischen Düngemittleinsatz, ein erhebliches Potential auf, den Umwelteinfluss tierischer Produktionssysteme zu reduzieren. Eine geringere Produktionseffizienz der grünlandbasierten Betriebe, bezogen auf die Milchleistung pro Kuh und Jahr, führte im Umkehrschluss zu einer 10 % höheren Nutzungseffizienz von Stickstoff und zu einer 55 % höheren Nutzungseffizienz von Phosphor im Vergleich zu konventionellen Stallhaltungsbetrieben. Letztere waren durch einen Stickstoffüberschuss von durchschnittlich 150 kg pro ha gekennzeichnet, während die grünlandbasierten Betriebe durchschnittlich einen Überschuss von 41,6 kg Stickstoff pro ha aufzeigten. Damit decken sich die Ergebnisse zur Nährstoffeffizienz mit den Ergebnissen aus anderen Studien (Flaten et al. 2018; Einarsson et al. 2018; Buckley et al. 2016; Cherry et al. 2012; Oenema et al. 2012; Penati et al. 2011; Thomassen, 2008).

Die Auswertungen zur Lebensmittelproduktionseffizienz, Nährstoffeffizienz sowie zur Energieeffizienz bestätigen speziell für grünlandbasierte Milchviehbetriebe in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands eine hohe Nachhaltigkeit in Bezug auf die Ressourceneffizienz trotz eines geringeren Milchleistungspotentials.

- **Hypothese 3:**

Durch die zusätzliche Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen und der CO₂-Sequestrierung innerhalb der Treibhausgasbilanzierung weisen grünlandbasierte Milchproduktionssysteme im Vergleich zu intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und einer hohen Produktionseffizienz einen vergleichsweise niedrigen produktbezogenen CO₂-Fußabdruck auf.

Als weiterer Indikator für die ökologische Nachhaltigkeit wurde der CO₂-Fußabdruck untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass insbesondere in Grünlandbetrieben der benachteiligten Regionen das CO₂-Sequestrierungspotential einen erheblichen Einfluss auf den CO₂-Fußabdruck der Milchproduktion hat, weil Betriebe bzw. dazugehörige Böden in Folge von Beweidung und einer insgesamt geringeren Nutzungsintensität mehr CO₂ speichern (Klumpp, 2018). Neben der Berechnungsmethode hat vor allem die Wahl der Allokationsmethode einen entscheidenden Effekt auf die Unterschiede innerhalb des CO₂-Fußabdrucks zwischen verschiedenen Produktionssystemen (Rice et al. 2017; O'Brien et al. 2014; Flysjö et al. 2012). Da

Grünlandbetriebe in benachteiligten Regionen wesentlich zum Erhalt gesellschaftlich gewünschter Ökosystemdienstleistungen beitragen und dies häufig mit einer geringeren Produktionseffizienz einhergeht, wurde der Vorschlag von Kiefer et al. (2015) zur Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Treibhausgas-Bilanzierung mittels ökonomischer Allokation angewendet. Im Vergleich zur herkömmlichen ökonomischen Allokation ohne die Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen ergaben sich dadurch deutlich geringere Emissionen pro Kilogramm Milch für die Betriebe der benachteiligten Regionen. Dies führte im Ergebnis zu einer Annäherung des CO₂-Fußabdrucks der Weidebetriebe in benachteiligten Regionen und den Betrieben der Gunstlagen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen. Durch die Berücksichtigung der CO₂-Speicherung in Verbindung mit der Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Allokation der Emissionen konnte für die grünlandbasierte Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands ein CO₂-Fußabdruck von durchschnittlich 0,5 kg CO₂eq/ kg Milch aufgezeigt werden. Im Vergleich dazu lag der CO₂-Fußabdruck der intensiveren Systeme mit ganzjähriger Stallhaltung und einer hohen Produktionseffizienz mit durchschnittlich 0,81 kg CO₂eq/ kg Milch deutlich höher. Die Ergebnisse anderer Autoren zur Integration der Ökosystemdienstleistungen (Salvador et al. 2016; Kiefer et al. 2015; Nguyen et al. 2012) und der CO₂-Speicherung (Salvador et al. 2017) konnten durch die vorliegende Arbeit bestätigt werden.

Nach den üblicherweise angewendeten Berechnungs- und Allokationsmethoden (IDF, 2015) schneiden extensiv bzw. ökologisch wirtschaftende Weidebetriebe pro Kilogramm Milch aufgrund einer geringeren Milchleistung in Studien teilweise schlechter ab als intensiv bzw. konventionell wirtschaftende Betriebe (Kiefer et al. 2014; Kristensen et al. 2011; Gerber et al. 2011). Eine Metastudie von Lorenz et al. (2018) hingegen konnte trotz großer produktionstechnischer Unterschiede keine Unterschiede im CO₂-Fußabdruck zwischen low-input und high-input Systemen in der Milcherzeugung feststellen. Flachowsky (2011) gibt an, dass durch verschiedene Effekte (beispielsweise die Verringerung der Anzahl an Laktationen je Tier und eine veränderte Landnutzung) die Emissionen pro Produkteinheit bei sehr hohen Einzeltierleistungen wieder ansteigen. Eine Emissionsminderung je Produkteinheit durch eine Leistungssteigerung ist daher nur für einen begrenzten Intensitätsbereich gültig. Bezüglich der Treibhausgasemissionen für Milchkühe wird von Flachowsky (2011) ein optimaler Leistungsbereich von etwa 8.000 kg ECM pro Kuh angegeben, weil bis zu dieser Größenordnung Grünlandfutter noch eine wesentliche Rolle in der Fütterung einnimmt. Die Auswertungen zur ökologischen Nachhaltigkeit anhand des CO₂-Fußabdrucks machen folglich deutlich, dass derzeit in benachteiligten Gebieten auch im Vergleich zu Betrieben aus Gunstlagen ökologisch nachhaltig und

konkurrenzfähig Milch produziert werden kann, sofern auch landwirtschaftliche Nebenprodukte angemessen berücksichtigt und bewertet werden.

- **Hypothese 4:**

Die regionale Doppelnutzungsrasse Vorderwälder hat gegenüber der leistungsbetonten Rasse Holstein in grünlandbasierten Milchproduktionssystemen entscheidende Vorteile in der Produktionstechnik und trägt positiv zu einer ökonomisch nachhaltigen Grünlandnutzung bei.

Anhand der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass das gleiche Fütterungssystem nicht gleichermaßen vorteilhaft für alle Rassen angewendet werden kann. Holstein Kühe wiesen unabhängig von der Umwelt die höchste Milchleistung auf. Der Vorteil der Holstein Kühe wurde insbesondere deutlich bei TMR-Fütterung mit überwiegend maisbetonten Rationen und hohen Krafffuttergaben unter Vollstallhaltung. Für eine nachhaltige Grünlandbewirtschaftung ist aber von großer Bedeutung, dass die Tiergenetik optimal an das jeweilige System angepasst ist. Bei Krafffuttergaben von weniger als 100 g TM/kg Milch wurde kein Unterschied in der Milchleistung von Holstein und Vorderwäldern deutlich. Sowohl im Protein- als auch im Fettgehalt schnitten Vorderwälder besser ab, insbesondere unter Vollweidebedingungen bei einem geringen Krafffuttereinsatz. Auch andere Autoren bestätigen Genotyp-Umweltinteraktionen zwischen dem Fütterungssystem und der Rasse (Piccand et al. 2013; Cutullic et al. 2011; Fulkerson et al. 2008; McCarthy et al. 2007; Horan et al. 2005; Kolver et al. 2002). Es konnte gezeigt werden, dass Vorderwälder vergleichsweise besser an ein System mit Vollweide, geringem Krafffuttereinsatz und saisonaler Abkalbung angepasst sind.

Insbesondere in grasbasierten low-input Systemen sollte der Einsatz von robusten Doppelnutzungsrasen wie dem Vorderwälder Rind überdacht werden, da der ökonomische Betriebserfolg wesentlich von einer kostenminimierenden Milcherzeugung, mit dem für viele Betriebe günstigsten Futter aus der Weidewirtschaft und von Fördermitteln der zweiten Säule der GAP abhängig ist. Die Leistungen, die Milchkühe erbringen, werden von genetischen und umweltbedingten Faktoren beeinflusst. Wie gut eine Kuh ihr genetisch festgelegtes Leistungspotential ausnutzen kann, hängt daher maßgeblich von der Fähigkeit ab, sich an die vorhandenen Umweltbedingungen anzupassen (Kearney et al. 2004). Falconer und Mackay (1996) beschreiben, dass unter stark extensiven Bedingungen die Leistung von Milchkühen stark von Effizienz geprägt ist, während sie unter sehr intensiven Bedingungen stärker von der Futteraufnahmefä-

higkeit abhängt. Aus einem schlechten Versorgungsniveau der Milchkuh resultieren viele direkte und indirekte gesundheitliche Konsequenzen (Leberverfettung, Ketose, Insulinresistenz, Fruchtbarkeitsstörungen, Subakute Pansenazidose, Immunsuppression, Mastitis, Lahmheiten, Ovarerkrankungen) (Berry et al. 2011; Martens, 2012; Brade et al. 2016), die eine Kuh mit genetisch hohem Milchleistungspotential ungeeignet für ein grundfutterbasiertes System mit wenig bis gar keiner Kraftfutterergänzung machen.

Vollweidebetriebe mit saisonaler Blockabkalbung profitieren daher nur in geringem Maße von einer weiteren Selektion auf Milchleistung (Gerber et al. 2006), da aus der hohen Milchleistung eine starke Notwendigkeit resultiert, die Fütterungsintensität anzupassen. Für eine ökoeffiziente und graslandbasierte Milchproduktion sind hohe Kraftfuttergaben aber nicht empfehlenswert, dies gilt insbesondere auch unter zukünftig möglicherweise weiter steigenden Kraftfuttermittelpreisen (Kiefer et al. 2013). Unter diesen Bedingungen hat das Vorderwälder Rind erhebliche Vorteile und zeigt bei vergleichsweise nur sehr geringen Milchleistungseinbußen eine deutlich bessere Eutergesundheit und Fruchtbarkeit trotz sehr geringen Kraftfuttergaben und ist daher besser an die Milchproduktion im Vollweidesystem und die Voraussetzungen des Schwarzwaldes angepasst.

3.2. Methodische Herausforderungen

Im Hinblick auf eine Weiterentwicklung grünland- bzw. weidebasierter Milchproduktionssysteme ermöglichte die Vorgehensweise durch die Verbindung der drei Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales, das Verständnis einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Entwicklung zu verbessern. Wenngleich es sich nur um eine explorative und nicht um eine repräsentative Stichprobe in benachteiligten Grünlandregionen handelt, konnten dennoch wichtige Aussagen zu einer wirtschaftlich leistungsfähigen, sozial ausgewogenen und ökologisch verträglichen Entwicklung abgeleitet werden. Insbesondere Systemvergleiche ermöglichten die Hinterfragung in der Landwirtschaft üblicher Bewertungsmuster. Für den Vergleich zur ökonomischen, ökologischen und sozialen Nachhaltigkeit zwischen der grünlandbasierten Milchproduktion in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands und intensiveren Systemen mit ganzjähriger Stallhaltung und hohen Einzeltierleistungen in günstigen Regionen (Interregprojekt IVB „Dairyman“) wurde in der vorliegenden Arbeit eine einheitliche methodische Vorgehensweise gewählt. Die Stichprobe der Dairyman-Betriebe ist daher nicht nur hinsichtlich eines Systemvergleichs als Vergleichsgruppe sehr gut geeignet. Außerdem wurden mehrjährige Mittel gebildet, um Jahreseinflüsse zu vermindern.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die Betriebe mit dem von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Ernährung und Ländlichen Raum (LEL) Schwäbisch Gmünd entwickelten Betriebszweigauswertungs-Programm *BZA-Office* auf Vollkostenbasis ausgewertet. Allein ein Vergleich auch unter Berücksichtigung kalkulatorischer Größen erlaubt eine aussagekräftige Ergebnisdarstellung, wenngleich diese Form erheblich aufwändiger ist als die alleinige Darstellung pagatorischer Erfolgskennzahlen und kleinere Betriebe durch die Stundenentlohnung entsprechend stark belastet werden. Entsprechend hängt die Aussagekraft speziell auf kleinen Betrieben stark von der Datenqualität sowie der Fix- und Gemeinkostenproportionalisierung ab.

Insgesamt bezogen die Weidebetriebe einen erheblich höheren Anteil ihrer Einkommen aus Fördermitteln der zweiten Säule als die konventionellen Stallhaltungsbetriebe. Darüber hinaus war der Erfolg der Weidebetriebe stark von einem ökologisch motivierten Milchpreisaufschlag flankiert. Da sich die strukturellen, förderpolitischen und marktwirtschaftlichen Rahmenbedingungen schnell ändern können, könnten die Ergebnisse unter anderen Gegebenheiten bzw. in anderen Betrachtungszeiträumen auch anders ausfallen und sind deshalb nur begrenzt übertragbar. In diesem Zusammenhang fiel insbesondere bei den Dairyman-Betrieben der deutlich schlechtere konventionelle Milchpreis in den Jahren 2009/2010 bis 2011/2012 ins Gewicht. Insbesondere der Systemvergleich mit den Daten zur Wirtschaftlichkeit der Dairyman-Betriebe in Baden-Württemberg war durch den unterschiedlichen Betrachtungszeitraum nur begrenzt möglich. Dennoch scheint insgesamt eine Übertragbarkeit auf andere Mittelgebirgsregionen und auf das Alpengebiet gegeben, sofern die mit den Prämien und Auszahlungspreisen verbundenen Erlös- und Kostenstrukturen ähnlich gestaltet sind.

Zur Bewertung der Ökoeffizienz wurden verschiedene Kenngrößen gewählt, um ganzheitliche Aussagen ableiten zu können und speziell auch das Auftreten von Zielkonflikten bewerten zu können. Insbesondere durch die eindimensionale Verbesserung einzelner Prozesse können sich negative Effekte von einem Prozess zu einem anderen verlagern.

Die Treibhausgasbilanzierung orientierte sich dabei an standardisierten, internationalen Richtlinien (IDF, 2015; IPCC, 2006a; IPCC, 2006b; ISO, 2006, 2009;). Obwohl dadurch eine vergleichsweise hohe Vergleichbarkeit zu anderen Studien gewährleistet wird, erschweren Probleme in der Konsistenz der Methode die Vergleichbarkeit dennoch erheblich (Baldini et al. 2017; Pirlo, 2012; Yan et al. 2011). Eine hohe methodische Variabilität zwischen verschiedenen Studien betrifft hauptsächlich die Definition der Systemgrenzen, die Wahl der funktionalen Einheit und die Zuordnung der Emissionen zwischen Milch und den mit der Milchproduktion verbundenen Koppelprodukten. Bis dato existieren zudem keine allgemein gültigen

Methoden um auch das CO₂-Sequestrierungspotential von Grünlandböden in Studien zu berücksichtigen und ist daher auch nicht Teil der LCA Richtlinien (Batalla et al. 2015; Petersen et al. 2013). Komplexe biochemische Prozesse, die stark von Bewirtschaftungs- und Umweltfaktoren abhängen erschweren zudem die Bilanzierung der CO₂-Fixierung (Klumpp, 2018). Die in dieser Studie berücksichtigte CO₂-Speicherung durch Grünlandböden entspricht den Werten die auch von anderen Autoren unterstellt wurden (Battini et al. 2016; Nguyen et al. 2012;). Neben der Berechnungsmethode hat auch die Wahl der Allokationsmethode einen entscheidenden Effekt auf den CO₂-Fußabdruck (Rice et al. 2017; O'Brien et al. 2014; Flysjö et al. 2012). Insbesondere die Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Allokation der Emissionen stellt dabei ein noch unübliches Verfahren dar (Nemecek et al. 2016), das bisher nur in wenigen Studien angewendet wurde (Ripoll-Bosch et al. 2013; Kiefer et al. 2015). Häufig sind Ökosystemdienstleistungen nicht mit Marktpreisen bewertet, insgesamt schwierig aufzuschlüsseln und die Zusammenhänge sowie die damit verbundene Dynamik sind komplex (Bennett et al. 2009; Swinton et al. 2007). Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen innerhalb der zweiten Säule der GAP können dabei ein Anhaltspunkt zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemdienstleistungen darstellen. Entsprechend wurde die Vorschläge von Kiefer et al. (2015) und Ripoll-Bosch et al. (2013) zur Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Treibhausgas-Bilanzierung mittels ökonomischer Allokation angewendet. Die größten Einschränkungen dieser Bewertungsmethode stellen dabei die räumliche und zeitliche Heterogenität (Neumann et al. 2011) sowie die Abhängigkeit von politischen Entscheidungen dar. Insgesamt führen die methodischen Herausforderungen der Treibhausgasbilanzierung dazu, dass zahlreiche Nebenwirkungen der Leistungssteigerung sowie positive Effekte der Grünlandnutzung in Studien häufig unberücksichtigt bleiben. Dazu gehören beispielsweise das CO₂-Sequestrierungspotential von Grünlandböden (Salvador et al. 2017), die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen (Kiefer et al. 2015; Ripoll-Bosch et al. 2013), die Emissionen der eng an die Milchproduktion gekoppelten Fleischproduktion (Vellinga and de Vries, 2018; Zehetmeier et al. 2014) sowie Emissionen durch Landnutzungsänderungen (Flysjö et al. 2011).

Auch die Bewertung der Ökoeffizienz anhand verschiedener Effizienzparameter orientierte sich an den methodischen Ansätzen anderer Studien, um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit gewährleisten zu können. Allerdings gibt es keine international anerkannten Richtlinien und allgemein gültigen Methoden. Dies führt im Umkehrschluss dazu, dass unterschiedliche Studien teilweise stark unterschiedliche Berechnungs- und Bilanzierungsmethoden verwenden. Zur Bewertung der Lebensmittelkonversionseffizienz wurde die Methode von (Ertl et al. 2015) angewendet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass in Abhängigkeit des Verarbeitungsgrads

potentiell alle Futtermittel für die menschliche Ernährung geeignet wären, mit wenigen Ausnahmen wie beispielsweise Gras und Biertreber. Durch diese Annahme bleiben verschiedene Aspekte unberücksichtigt. Einer der Hauptaspekte in der Diskussion um die Konkurrenz zwischen Tierfutter und Lebensmitteln ist beispielsweise die Myotoxinbelastung. Hier liegt der Grenzwert für Tierfutter deutlich höher (Cheli, 2014), weshalb nicht alle Futtermittel potentiell für die menschliche Ernährung geeignet wären. Derzeit existiert jedoch keine fundierte Datengrundlage über den Anteil an Getreide der zur Erzeugung tierischen Proteins genutzt wird und gleichzeitig nicht für die menschliche Ernährung nutzbar wäre. Andererseits werden ca. 11 % der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche in der EU zur Erzeugung von Ackerfutter und Mais genutzt. Diese Flächen stehen daher nicht für die direkte Erzeugung von Nahrungsmitteln zur Verfügung (Osterburg et al. 2010).

Insgesamt kann die Zufütterung von Krafffutter durch eine besser ausbalancierte Ration auch zu einer höheren Proteinausnutzung des Grundfutters führen (Wilkinson and Lee, 2018; CAST, 1999) und daher teilweise gerechtfertigt sein.

Auch Nährstoffströme werden oft nach verschiedenen methodischen Ansätzen bilanziert. Das erschwert die Interpretation und die Vergleichbarkeit (VDLUFA, 2007). Untersuchungen unterscheiden sich hauptsächlich in der Berechnungsmethode, der Wahl der funktionalen Einheit und den Systemgrenzen. Während in der vorliegenden Arbeit eine gesamtbetriebliche Betrachtung mit Bezug auf die Fläche gewählt wurde (OECD und EUROSTAT, 2007), die auch Nährstoffeinträge durch biologische Fixierung und atmosphärische Deposition mitberücksichtigt (vgl. Jan et al. 2017; Stott and Gourley, 2016; Gourley et al. 2012), schließen andere Studien diese Größen teilweise nicht in die Bilanzierung mit ein (Cherry et al. 2012; Buckley et al. 2016). Zudem werden bei der Netto-Bilanzierung häufig auch Ammoniakemissionen durch Ausbringungs-, Stall- und Lagerverluste berücksichtigt. Der in dieser Studie bilanzierte Nährstoffüberschuss kann daher ein geeigneter Anhaltspunkt für die potentiellen nicht aber die tatsächlichen Nährstoffverluste sein (Oenema et al. 2005). Eine Studie von Koesling et al. (2017) erweiterte zudem die Betrachtungsweise vom Betrieb auf das ganze System, indem zum Vergleich von konventionellen und biologischen Milchviehbetrieben auch Nährstoffströme der vorgelagerten Produktion mitberücksichtigt wurden, beispielsweise der Krafffuttermittel-Erzeugung. Insgesamt stellen gesamtbetriebliche Nährstoffüberschüsse und -effizienzen eine einfache und weitestgehend standardisierte Methode dar, um Unterschiede zwischen Systemen aufzuzeigen und unterstützen daher bei dem Ziel, eine nachhaltige Produktionsweise zu identifizieren.

Einen ähnlichen Beitrag kann auch die Darstellung des Energieverbrauchs und der damit zusammenhängenden Energieeffizienz leisten. Wobei für die Interpretation der Ergebnisse die Einschränkung gilt, dass im Bezug zum Output nur Produkte der selben Trophieebene verglichen werden dürfen (Bleken et al. 2005). Dies gilt im Speziellen für den Vergleich von tierischen und pflanzlichen Produktionsprozessen, da die Produktion von tierischen Produkten aufgrund der höheren Trophieebene in der Regel eine deutlich geringere Effizienz aufweist (Bleken et al. 2005). Übertragen auf die in der Studie beteiligten Betriebe bedeutet das, dass beim Vergleich der grünlandbasierten Stichprobe mit den intensiven Systemen auf Gesamtbetriebsebene letztere aufgrund der verkauften Ackerkulturen eine 50 % höhere Energieeffizienz aufzeigten. Beim Vergleich auf Basis der Milchproduktion schnitten in Bezug auf die Energieeffizienz beide Systeme hingegen gleich gut ab. Zudem gilt auch für die Bewertung der Energieeffizienz, dass oft nach verschiedenen methodischen Ansätzen bilanziert wird. Während in dieser Studie die Energieaufwendungen für Gebäude und Maschinen mitberücksichtigt wurden, bilanzieren andere Studien nur Energieaufwendungen für variable Produktionsmittel wie beispielsweise Futter- und Düngemittel (Alonso et al. 2010; Helander et al. 2004).

Aufgrund einer geringeren Abhängigkeit von externen Produktionsmitteln weisen ökologische und grasbasierte Systeme trotz einer geringeren Milchleistung insgesamt eine deutlich höhere Ressourceneffizienz und eine hohe ökonomische Wettbewerbsfähigkeit auf. Daran anknüpfend ist für eine nachhaltige Entwicklung neben dem Produktionssystem vor allem von großer Bedeutung wie gut eine Kuh an die vorhandenen Umweltbedingungen angepasst ist und ihr genetisch festgelegtes Leistungspotential ausnutzen kann (Kearney et al. 2004). Um genetische Hintergründe von Merkmalsbeziehungen unter verschiedenen Umweltbedingungen zu analysieren und Leistungsdifferenzen zwischen Rassen in verschiedenen Umwelten aufzuzeigen, werden in der Regel größere Stichproben verwendet. Ein limitierender Faktor der Untersuchung zu Genotyp-Umweltinteraktionen war daher der verhältnismäßig kleine Stichprobenumfang von 15 Betrieben. Gleichzeitig konnten dadurch wesentlich stärkere Aussagen über die Umweltbedingungen unter denen die Tiere ihre Leistung erbrachten, getroffen werden. In der Regel sind diese Informationen nicht in den Daten der routinemäßigen Zuchtwertschätzung enthalten und können daher für große Stichproben nicht in dieser Tiefe analysiert werden. Zudem wurde der Untersuchungszeitraum auf die Jahre 2002 bis 2017 festgelegt, dadurch konnten insgesamt 2.485 Milchkühe (1.740 Holstein und 745 Vorderwälder) mit 43.464 Testtagsgemelken in die Analyse einbezogen werden. Es hat sich gezeigt, dass das Niveau in der mittleren 305-Tage-Milchleistung bei den Vorderwälder-Kühen der Projektstich-

probe im Vergleich zu denen nicht in der Stichprobe nahezu gleich war. Bei den Holstein-Kühen haben die Projekt-Kühe eine etwas niedrige 305-Tage-Leistung, weil diese Tiere aufgrund ihres Verbreitungsgebiets keine repräsentative Stichprobe aller in Baden-Württemberg gehaltenen Holstein-Kühe waren. Insgesamt war der Stichprobenumfang damit groß genug und konnte auch als repräsentativ für die Region angesehen werden.

3.3. Die graslandbasierte Milcherzeugung als essentieller Bestandteil nachhaltiger Landwirtschaft

In Deutschland dienen 57 % aller landwirtschaftlich genutzten Flächen der Futtererzeugung (Statistisches Bundesamt, 2019), knapp die Hälfte davon (28 %) ist Dauergrünland. Diese Grünlandflächen können nahezu ausschließlich über den Pansen von Wiederkäuern zu hochwertigen, eiweißreichen Lebensmitteln veredelt werden und so zur menschlichen Ernährung beitragen. Nur durch die Viehwirtschaft sind zwei Drittel der Welt – zum Beispiel das Hochland von Nepal, die Steppen der Mongolei, die russische Tundra, die afrikanische Savanne oder der Alpenraum für den Menschen nutzbar (WBA, 2019; Suttie, 2005). Bereits der Konsum kleiner Mengen tierischer Lebensmittel kann durch hohe Energie- und Proteindichten sowie eine vorteilhafte Aminosäuren- und Mikronährstoff-Zusammensetzung substanziell zu einer angemessenen Ernährung führen und sich so positiv auf Wachstum, die geistige und physische Leistungsfähigkeit und eine insgesamt bessere menschliche Gesundheit auswirken (Sadler et al. 2012; Neumann et al. 2002). Nutztiere dienen in vielen Regionen der Welt zusätzlich für den Transport, als Arbeitstier, zur Wertanlage, als Statussymbol oder als Mitgift (Eisler et al. 2014). Auch für den Erhalt ökologisch und naturschutzfachlich wertvoller Grünlandflächen ist die Nutztierhaltung unerlässlich. Diese Grünlandflächen stellen ein breites Spektrum an Ökosystemdienstleistungen bereit und haben eine zentrale Rolle zur Erhaltung der natürlichen Funktionen und Artenvielfalt (Naturkapital Deutschland - TEEB DE 2016). Zudem ist die Viehhaltung auch für nachhaltig funktionierende Nährstoffkreisläufe immens wichtig (Niggli, 2018). Insbesondere die grünlandbasierte Milchproduktion kann durch einen höheren Anteil einfach und mehrfach ungesättigter Fettsäuren, konjugierter Linolsäure (CLA) und Omega-3 Fettsäuren nachweislich zu einer höheren Milchqualität führen (Elgersma, 2015; Hofstetter et al. 2014). In Anbetracht einer generell immer stärker werdenden Notwendigkeit der gesellschaftlichen Akzeptanz der Lebensmittelerzeugung mit Nutztieren und deren Haltungsbedingungen kann Weidehaltung auch einen positiven Beitrag zum Tierwohl und zur Tiergesundheit leisten (Wätzold et al. 2015; Battaglini et al. 2014). Untersuchungen von Weinrich et al. (2014) zeigen, dass Verbraucher den Weidegang von Kühen wertschätzen.

Dass die Effekte der Tierhaltung insgesamt aber sehr ambivalent sein können, wurde in den vorherigen Kapiteln deutlich. Komplexe landwirtschaftliche Prozesse führen dazu, dass in Abhängigkeit der Produktionsverfahren und des Konsums nahezu identische Produkte stark unterschiedliche Effekte auf Umwelt, Klima, Einkommen, soziale Aspekte und Gesundheit haben (Tilman und Clark, 2014; Smith et al. 2013).

Die vorliegende Arbeit zeigt dabei, dass die Milcherzeugung mit hohen Anteilen an Dauergrünland, einer angepassten Genetik und einer sehr geringen Abhängigkeit von externen Produktionsfaktoren wie energie- und eiweißreichen Futtermitteln sowie chemisch-synthetischen Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, wesentliche Vorteile gegenüber der Milcherzeugung in intensiven Systemen hat und als ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig angesehen werden kann. Eine konsequente Umsetzung dieser Strategie hin zu Systemen, in denen kleinere, robustere Tiere einer Doppelnutzungsrasse nahezu ausschließlich auf Basis ihrer natürlichen Futtergrundlage mit einer hohen Effizienz pro Hektar Milch und Fleisch erzeugen, könnte daher ein Weg zu einer gesamtgesellschaftlich nachhaltigeren Milcherzeugung, Nutztierhaltung und Landwirtschaft im Allgemeinen darstellen (Knaus, 2016). In diesem Zusammenhang wird vor allem der ökologische Landbau als besonders ressourcenschonend und umweltverträglich gesehen und als ein Konzept diskutiert, um die Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft zu verbessern (Muller et al. 2017; Deutsche Bundesregierung, 2016).

Angesichts der bestehenden ökologischen Herausforderungen (Verbesserung des Klima-, Umwelt-, Tier- und Ressourcenschutzes, Erhaltung von Ökosystemdienstleistungen, Kulturlandschaften, Biodiversität, Artenvielfalt und Bodenfruchtbarkeit, Schutz und Nutzung von Ökosystemen, Reduktion von Nährstoffüberschüssen, des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und mineralischen Stickstoffdüngern) kann der ökologische Landbau einen wichtigen Beitrag leisten (Reganold und Wachter, 2016; Meier et al. 2015; Maeder, 2002). Dennoch gilt der ökologische Landbau allein nicht als Allheilmittel, weil er insgesamt nur geringere Erträge ermöglicht und daher mehr Fläche benötigt wird, um den gleichen Output zu erzeugen wie in konventionellen Systemen (Savage, 2015; El-Hage Scialabba et al. 2014, Seufert, 2012). Muller et al. (2017) untersuchten in einer Studie verschiedene Szenarien für künftige Ernährungssysteme anhand von Modellberechnungen. Würde man unser gesamtes Ernährungssystem neugestalten, indem man Tieren weniger Kraftfutter und vermehrt Grasland füttert, den Konsum tierischer Produkte verringert und gleichzeitig die Verschwendung von Lebensmitteln reduziert, dann wäre die ökologische Landwirtschaft in der Lage heute und in der Zukunft ausreichend Lebensmittel für eine nachhaltige Ernährung der Weltbevölkerung sicherzustellen. Beispielsweise würde mit 50 % weniger Kraftfutter, 50 % weniger Abfall und 100 % Ökolandbau

der Landverbrauch kaum zunehmen und die negativen Umweltauswirkungen würden gleichzeitig stark sinken. Viele weitere Studien empfehlen für eine nachhaltige Landwirtschaft den Einsatz von Kraftfutter und den Konsum tierischer Produkte drastisch zu reduzieren (Dumont et al. 2019; Bryngelsson et al. 2016; Rööös et al. 2016; Schader et al. 2015; Westhoek et al. 2014; Knaus 2013). Gleichzeitig ist auch die enorme Bedeutung angepasster Nutztierassen in diesem Zusammenhang bereits in einigen Studien kommuniziert worden (Vellinga und de Vries, 2018; Pulina et al. 2017; Eisler et al, 2014; Dillon and Delaby, 2009).

Nach Aussagen von Niggli (2018) braucht es langfristig daher keine radikalen Lösungen, sondern eine kluge Kombination aus Effizienz, sinnvollem Ressourceneinsatz (Konsistenz) und Genügsamkeit (Suffizienz). Insgesamt wird damit aber klar, dass für eine nachhaltige Landwirtschaft tiefgreifende Änderungen erforderlich sind. Dies erfordert große Anstrengungen in Politik, Landwirtschaft und Gesellschaft. Die Kommunikation solcher Empfehlungen sowie eine sinnvolle Abstimmung, die praktische Umsetzung und der Feinschliff stellen dabei großer Herausforderungen dar (Westhoek et al. 2011). Gleichzeitig zeigen sie weiteren Forschungsbedarf auf. Für eine nachhaltige Ernährungsweise und Entschärfung von Zielkonflikten muss man eine Gesamtperspektive einnehmen, einzelne Aspekte der Produktion zu betrachten reicht nicht aus (Niggli, 2018). Futter ist dabei ein zentrales Element der Erzeugung tierischer Lebensmittel und kann die ökonomische, soziale und ökologische Nachhaltigkeit von Agrarsystemen massiv beeinflussen. Für eine bessere Darstellung des Potentials der Fütterung von Nebenprodukten aus der Lebensmittelherstellung sowie des Potentials der Fütterung von Erzeugnissen, die beispielsweise wegen zu hoher Mykotoxin-Werten nicht für die menschliche Ernährung genutzt werden können, sind weitere Untersuchungen notwendig.

Außerdem besteht weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf bezüglich der ganzheitlichen Analyse von Agrarsystemen. Unter anderem braucht es wissenschaftliche Verfahren und praktikable Indikatorensysteme, um die Umweltleistungen landwirtschaftlicher Betriebe bewerten zu können. Zudem ist eine dauerhafte, begleitende wissenschaftliche Überprüfung verschiedener Anpassungsstrategien und -maßnahmen in einem inter- und transdisziplinären Ansatz notwendig. Insbesondere ist eine umfassende ökonomische, ökologische und soziale Bewertung verschiedener Systeme nur möglich, wenn alle positiven und negativen Externalitäten der landwirtschaftlichen Produktion und der damit zusammenhängenden Wertschöpfungsketten aufgedeckt und bewertet werden. Darin enthalten sind die versteckten Kosten der Produktion einerseits, sowie der, über die Produktion hinausgehende, Nutzen der Nutztierhaltung und der Landwirtschaft andererseits. Dies schließt eine effiziente Preisfindung für knappe Ressourcen, die zusätzliche Berücksichtigung von Kosten für negative Umwelteinflüsse und die korrekte

Bewertung von Leistungen die zum Erhalt und der Intaktheit von Umwelt, Klima, Biodiversität und Ökosystemen beitragen mit ein (Müller und Sukhdev, 2018). Über die genannten Aspekte hinaus besteht aber vor allem ein dringender Handlungsbedarf. Auch die Gemeinsame Agrarpolitik muss daher zukünftig einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung der Nachhaltigkeitsziele leisten.

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (WBA, 2015) empfiehlt für eine gesellschaftlich akzeptierte Nutztierhaltung Maßnahmen, die eine gesellschaftlich erwünschte Nutzung von ertragsschwachen Grünlandstandorten sicherstellen, fortzuführen oder auszuweiten. Damit verbunden sieht der WBA auch die Umschichtung von Finanzmitteln aus der 1. in die 2. Säule der EU-Agrarpolitik. Insgesamt stehen in Deutschland jährlich rund 6,2 Milliarden Euro an EU-Mitteln zur Verfügung. Zur Erreichung der Umweltschutzziele hält der WBA zudem Anpassungen im Düngerecht für dringend erforderlich. Mittelfristig könnte damit auch eine Reduktion der Tierbestände in Ballungsregionen durch regionale Bestandesobergrenzen verbunden sein. Um die biologische Vielfalt zu sichern und irreversible Schäden abzuwenden, sieht auch der Wissenschaftliche Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft eine Neuausrichtung der GAP für dringend notwendig (Feindt et al. 2018). Die Vergabe öffentlicher Mittel sollte an die Erbringung oder Sicherung öffentlicher Güter geknüpft werden, um die dafür notwendigen Produktionssysteme zu fördern. Dazu gehören Systeme die gesellschaftliche Leistungen erbringen, Einträge von Nitrat und Phosphat in Gewässer begrenzen, den Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln reduzieren und darüber hinaus klimaverträglich sind. Auch die in der Grünlandnutzung eingesetzten Nutzierrassen stellen als tiergenetische Ressourcen ein öffentliches und für die Landwirtschaft wichtiges und zu erhaltendes Gut dar (Wätzold et al. 2015). Daher sollte unter dem Blickwinkel des Erhalts der genetischen Vielfalt auch der Erhalt regionaler Nutzierrassen in besonderem Maß für eine staatliche Förderung berücksichtigt werden (Schulte-Coerne et al. 2014).

3.4. Literatur

- Alonso, A. M. und G. J. Guzman (2010): Comparison of the efficiency and use of energy in organic and conventional farming in Spanish agricultural systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 34(3):312–338. <https://doi.org/10.1080/10440041003613362>.
- Atkinson, C. (2014): Organic animal husbandry in Europe – Current and future challenges. *Organic Animal husbandry across the world: Towards an action plan for development and strengthening of organic animal husbandry. Proceedings of the IAHA Pre-Conference / Workshop on 12./15. October 2014 at 18th Organic World Congress in Istanbul.* http://www.ifoam.bio/sites/default/files/iaha-owc2014-proceedings_end_10oct2014update.pdf#page=25.
- Baldini, C., Gardoni, D. und M. Guarino (2017): A critical review of the recent evolution of life cycle assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production* 140: 421–35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.078>.
- Batalla, I., Trydeman Knudsen, M., Mogensen, L., Del Hierro, O., Pinto, M. und J. E. Hermansen (2015): Carbon footprint of milk from sheep farming systems in Northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. *Journal of Cleaner Production* 104: 121–29. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.043>.
- Battaglini, L., Bovolenta, S., Gusmeroli, F., Salvador, S. und E. Sturaro (2014): Environmental sustainability of alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science* 13: 431–43. <https://doi.org/10.4081/ijas.2014.3155>.
- Battini, F., Agostini, A., Tabaglio, V. und S. Amaducci (2016): environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production* 112: 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. und L. J. Gordon (2009): Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>.
- Berry, D.P., M.L. Bermingham, M. Good, and S.J. More. 2011. Genetics of animal health and disease in cattle. *Irish Veterinary Journal*. 64. <https://doi.org/10.1186/2046-0481-64-5>.
- Blättler, T., Durgiai, B., Knapp, L. und T. Haller (2015): Projekt Optimilch: Wirtschaftlichkeit der Vollweidestrategie – Ergebnisse 2000 bis 2010. *Agrarforschung Schweiz* 6 (7–8): 354–61.
- Bleken, M. A., Steinshamn, H. und S. Hansen (2005): High nitrogen costs of dairy production in Europe: Worsened by intensification. *Ambio* 34 (8): 598–606. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.598>.

Brade, W., K. Huber, H. Martens, and E.-G. Hellwig (2016): Priorität für Gesundheit der Milchkühe. Göttinger Erklärung 2016 zur Milchproduktion. Agrar. und Veterinär Akad. Haupttagung im März 2016, Göttingen.

Bryngelsson, D., Wirsenius, S., Hedenus, F. und U. Sonesson (2016): How can the eu climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy* 59: 152–64. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.12.012>.

Buckley, C., Daatselaar, C. H. G. , Hennessy, T. und H. Vrolijk (2016): Nitrogen use efficiency of milk production – a comparative study of the Republic of Ireland and the Netherlands. 91st Conference of the Agricultural Economics Society in Dublin, Ireland 91: 1–25.

Cheli, F., Battaglia, D., Gallo, R. und V. Dell’Orto (2014): EU legislation on cereal safety: an update with a focus on mycotoxins. *Food Control* 37:315–325. <http://doi.org/10.1016/j.foodcont.2013.09.059>.

Cherry, K., Mooney, S. J., Ramsden, S. und M. A. Shepherd (2012): Using field and farm nitrogen budgets to assess the effectiveness of actions mitigating n loss to water. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147: 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.021>.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology). 1999. Animal agriculture and global food supply. Task Force report no. 135. Ames, IA:CAST.

Cutullic, E., Delaby, L., Gallard, Y. und C. Disenhaus (2011): Dairy cows’ reproductive response to feeding level differs according to the reproductive stage and the breed. *Animal* 5 (5): 731–40. <https://doi.org/10.1017/S1751731110002235>.

Deutsche Bundesregierung (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie der Deutschen Bundesregierung. <https://doi.org/10.1007/bf03038764>.

Dillon, P. und L. Delaby (2009): Challenges from EU and international environmental policy and legislation to animal production from temperate grassland. *Irish Journal of Agricultural Environmental Research* 7:51-68.

Dumont, B., Ryschawy, J., Duru, M., Benoit, M., Chatellier, V., Delaby, L., Donnars, C., Dupraz, P., Lemauviel-Lavenant, S., Media, B., Vollet, D. und R. Sabatier (2019): Review: associations among goods, impacts and ecosystem services provided by livestock farming. *Animal* 13 (8): 1773–84. <https://doi.org/10.1017/S1751731118002586>.

Einarsson, R., Cederberg, C. und J. Kallus (2018): Nitrogen flows on organic and conventional dairy farms: A comparison of three indicators. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 110 (1): 25–38. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9861-y>.

Eisler, M. C., Lee, M. R. F., Tarlton, J. F., Martin, G. B., Beddington, J., Dungait, J. A. J., Greathead, H., Liu, J., Mathew, S., Miller, H., Misselbrook, T., Murray, P., Vinod, V. K., Van

Saun, R. und M. Winter (2014): Agriculture: Steps to sustainable livestock. *Nature* 507: 32–34. <https://doi.org/10.1038/507032a>.

Elgersma, A. (2015): Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology* 117: 1345–69. <https://doi.org/10.1002/ejlt.201400469>.

El-Hage Scialabba, N., Schader, C. und A. Muller (2014): Organic livestock husbandry towards more sustainability. In: *Organic animal husbandry across the world: Towards an action plan for development and strengthening of organic animal husbandry. Proceedings of the IAHA Pre-Conference / workshop on 12./15. October 2014 at 18th Organic World Congress in Istanbul*. Schmid O., Chander M., Escosteguy A. and Frueh B. (Eds.). International Federation of Organic Agriculture Movements - Animal Husbandry Alliance (IFOAM-IAHA), Bonn and Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Frick.

Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W. und W. Zollitsch (2015): The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agricultural Systems* 137: 119–25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004>.

Falconer, D. S. und T. F. Mackay (1996): *Introduction to quantitative genetics*. 4th Ed., Longmann Group, Harlow, England.

Feindt, P. H., Bahrs, E., Engels, E.-M., Hamm, U., Herdegen, M., Isselstein, J., Schröder, S., Wätzold, F., Wolters, V., Backes, G., Brandt, H., Engels, J., Graner, A., Tholen, E., Wagner, S., Wedekind, H., Wolf, H., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2018): Für eine gemeinsame Agrarpolitik, die konsequent zum Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 36 S.

Flachowsky, G. (2011): Carbon-footprints for food of animal origin, reduction potentials and research need. *Journal of Applied Animal Research* 39: 2-14. <https://doi.org/10.1080/09712119.2011.570047>.

Flaten, O., Koesling, M., Hansen, S., Veidal, A. und O. Flaten (2018): Links between profitability, nitrogen surplus, greenhouse gas emissions and energy intensity on organic and conventional dairy farms. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 1–27. <https://doi.org/10.1080/21683565.2018.1544960>.

Flysjö, A., Cederberg, C. und M. Henriksson (2011): How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16: 420–30. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0283-9>.

- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. und S. Ledgard (2012): The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production* 28: 134–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.11.046>.
- Fulkerson, W. J., Davison, T. M., Garcia, S. C., Hough, G., Goddard, M. E., Dobos, R. und M. Blockey (2008): Holstein-friesian dairy cows under a predominantly grazing system: interaction between genotype and environment. *Journal of Dairy Science* 91 (2): 826–39. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0147>.
- Gazzarin, C., Frey, H.-J., Petermann, R. und M. Höltschi (2011): Weide- oder Stallfütterung – Was ist wirtschaftlicher? *Agrarforschung Schweiz* 2 (9): 418–23.
- Gerber, A., Krogmeier, D., Emmerling, R. und K.-U. Götz (2006): Untersuchungen zur Leistung von Besamungsstieren unterschiedlicher genetischer Veranlagung für Milchleistung in Betrieben verschiedener Intensität. Einfluss von Betriebsintensität, genetischer Veranlagung für Milchleistung und deren Wechselwirkung auf Milchleistungs- und Fitnessmerkmale. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Tierzucht, Grub. ISSN 1611-4159.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C. und H. Steinfeld (2011): Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science* 139 (1–2): 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>.
- Gourley, C. J. P., Dougherty, W. J.; Weaver, D. M., Aarons, S. R., Awty, I. M., Gibson, D. M., Hannah, M. C., Smith, A. P. und K. I. Peverill (2012): Farm-scale nitrogen , phosphorus , potassium and sulfur balances and use efficiencies on Australian dairy farms. *Animal Production Science* 52: 929–44. <http://doi.org/10.1071/AN11337>.
- Haas, T. und P. Hofstetter (2017): Milchproduktion: Verkaufte Milchmenge und Weideanteil beeinflussen den Arbeitsverdienst. *Agrarforschung Schweiz* 8 (9): 356–63.
- Helander, C. A. und K. Delin (2004): Evaluation of farming systems according to valuation indices developed within a European network on integrated and ecological arable farming systems. *European Journal of Agronomy* 21(1):53–67. [http://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00089-3](http://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00089-3).
- Hofstetter, P., Frey, H. J., Gazzarin, C., Wyss, U. und P. Kunz (2014): Dairy farming: Indoor v. pasture-based feeding. *Journal of Agricultural Science* 152 (6): 994–1011. <https://doi.org/10.1017/S0021859614000227>.
- Horan, B., Dillon, P., Faverdin, P., Delaby, L., Buckley, F. und M. Rath (2005): The interaction of strain of holstein-friesian cows and pasture-based feed systems on milk yield, body weight, and body condition score. *Journal of Dairy Science* 88 (3): 1231–43.

[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72790-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72790-9).

IDF (International Dairy Federation) (2015): A common carbon footprint approach for the dairy sector - the IDF guide to standard life cycle assessment methodology. Bulletin of the International Dairy Federation 479/2015.

ISO (International Organization of Standardization) (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006); German and English Version EN ISO 14044:2006.

ISO (International Organization of Standardization) (2009): Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006); German and English Version EN ISO 14040:2006.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006a): Emissions from livestock and manure management. In: Guidelines for national greenhouse gas inventories - Volume 4 Agriculture, forestry and other land use, edited by H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara, and K. Tanabe, 10.1-10.87. Japan: National Greenhouse Gas Inventories Program IGES. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (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, edited by H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miva, T. Ngara, and K. Tanabe, 11.1-11.54. Japan: National Greenhouse Gas Inventories Program IGES. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf.

Kearny, J. F., Schutz, M. M., Boettcher, P. J. und K. A. Weigel (2004): Genotype x Environment interaction for grazing versus confinement. I. Production traits. Journal of Dairy Science 87:501-509. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(04\)73189-6](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(04)73189-6).

Kiefer, L., Bahrs, E. und R. Over (2013): Vorzüglichkeit der ökologischen Weidemilchproduktion im Kontext steigender Kraftfutterpreise. Im Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung. Hrsg: D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm & U. Köpke. Bonn.

Kiefer, L. (2014): Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands. PhD Thesis. Universität Hohenheim.

Kiefer, L. und E. Bahrs (2016): Produktionstechnische Erfolgsfaktoren für eine wirtschaftliche Weidemilchproduktion am Beispiel Süddeutschlands. Österreichische Fachtagung für

Biologische Landwirtschaft, Tagungsband 21–26. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft; Raumberg-Raumberg-Gumpenstein.

Kiefer, L. R., Menzel, F. und E. Bahrs (2015): Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of Environmental Management* 152: 11–18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.017>.

Kirner, L. (2018): Vollkosten, Rentabilität und Strategien Österreichischer Milchviehbetriebe in den Beratungsarbeitskreisen. *Austrian Journal of Agricultural Economics and Rural Studies* Vol. 27.6. https://doi.org/10.15203/OEGA_27.6.

Klumpp, K. und D. A. Fornara (2018): The carbon sequestration of grassland soils -climate change and mitigation strategies. *Proceedings of the 27th General Meeting of the European Grassland Federation Cork, Ireland 17-21 June 2018*, S.509-519.

Knaus, W. (2013): Re-thinking dairy cow feeding in light of food security. *AgroLife Science Journal* 2 (1). <http://agrolifejournal.usamv.ro/pdf/vol.II/Art4.pdf>.

Knaus, W. (2016): Perspectives on pasture versus indoor feeding of dairy cows. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 96 (1): 9–17. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7273>.

Koesling, M., Hansen, S. und M. A. Bleken (2017): Variations in nitrogen utilisation on conventional and organic dairy farms in Norway. *Agricultural Systems* 157:11-21. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.001>.

Kolver, E. S., Roche, J. R., De Veth, M. J., Thorne, P. L. und A. R. Napper (2002): Total mixed rations versus pasture diets: evidence for a genotype x diet interaction in dairy cow performance. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 62: 246–51.

Kristensen, T., Mogensen, L., Trydeman Knudsen, M. und J. E. Hermansen (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): 136–48. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.002>.

Larsson, S. C. und A. Wolk (2012): Red and processed meat consumption and risk of pancreatic cancer: Meta-analysis of prospective studies. *British Journal of Cancer* 106:603–607. <https://doi.org/10.1038/bjc.2011.585>.

Leisen, E. und V. Uhlig (2016): Wirtschaftlichkeit bei unterschiedlichem Weideumfang – 9-Jährige Auswertung von 39 Öko-Milchviehbetrieben. Tagungsband der 60. Jahrestagung der AGGF 2016 in Luxemburg, S. 163–66.

Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S. und F. Taube (2018): Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems.

Journal of Cleaner Production 211: 161–70. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>.

Maeder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. und U. Niggli (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296(5573):1694–1697. <https://doi.org/10.1126/science.1071148>.

Martens, H. 2012. Die Milchkuh – Wenn die Leistung zur Last wird!. Tagungsband der 39. Viehwirtschaftlichen Fachtagung am Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein 35–42.

McCarthy, S., Horan, B., Rath, M., Linnane, M., O’Connor, P. und P. Dillon (2007): The influence of strain of holstein-friesian dairy cow and pasture-based feeding system on grazing behaviour, intake and milk production. *Grass and Forage Science* 62 (10): 13–26. <https://doi.org/10.1079/ASC200661>.

Meier, M. S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C. und M. Stolze (2015): Environmental impacts of organic and conventional agricultural products–Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149:193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>.

Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K. H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M. und U. Niggli (2017): Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8 (1290). <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.

Müller, A. und P. Sukhdev (2018): Measuring what matters in agriculture and food systems: A Synthesis of the results and recommendations of TEEB for agriculture and food’s scientific and economic foundations report. Geneva: UN Environment.

Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in Ländlichen Räumen - Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger. Edited by C. von Haaren und C. Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.

Nemecek, T., Jeanneret, P., Oberholzer, H. R., Schüpbach, B., Roesch, A., Alig, M., Hofstetter, P. und B. Reidy (2016): Evaluating ecosystem services in the life cycle assessment of grassland-based dairy systems. The multiple roles of grassland in the european bioeconomy. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway, 4-8 September 2016: 621–23. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20173038435>.

Neumann C., Harris, D. M. und L. M. Rogers (2002): Contribution of animal source foods in improving diet quality and function in children in the developing world. *Nutrition Research* 22(1–2):193–220. [https://doi.org/10.1016/S0271-5317\(01\)00374-8](https://doi.org/10.1016/S0271-5317(01)00374-8).

- Neumann, K., Verburg, P. H., Elbersen, B., Stehfest, E., und G. B. Woltjer (2011): Multi-scale scenarios of spatial-temporal dynamics in the European livestock sector. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140(1-2):88–101. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.015>.
- Nguyen, T. T.H., van der Werf, H. M. G., Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G., und M. Doreau (2012): Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145 (1–3): 239–51. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>.
- Niggli, U. (2018): Nutztierhaltung als essentieller Bestandteil nachhaltiger Landwirtschaft. LfL Schriftenreihe, 9–18. Nutztierhaltung- Basis der Landwirtschaft in Bayern. ISSN 1611-4159. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan.
- O’Brien, D., Capper, J. L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C. und L. Shalloo (2014): A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science* 97 (3): 1835–51. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7174>.
- OECD und EUROSTAT (2007) Gross nitrogen balances—hand-book. OECD. https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable_agriculture/40820234.pdf. Accessed 11. Jan 2020.
- Oenema, J., Van Ittersum, M. und H. Van Keulen (2012): Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162: 116–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.012>.
- Oenema, O., Van Liere, L., und O. Schoumans (2005): Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology* 304 (1-4): 289–301. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.044>.
- Osterburg, B., Isermeyer, F., Lassen, B. und N. Röder (2010): Impact of economic and political drivers on grassland use in the EU. *Grassland Science in Europe* 15: 14–28.
- Penati, C., Berentsen, P. B. M., Tamburini, A., Sandrucci, A. und I. J.M. de Boer (2011): Effect of abandoning highland grazing on nutrient balances and economic performance of Italian alpine dairy farms. *Livestock Science* 139 (1–2): 142–49. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.008>.
- Petersen, B. M., Trydeman Knudsen, M., Hermansen, J. E. und N. Halberg (2013): An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 52: 217–24. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.007>.
- Piccand, V., Cutullic, E., Meier, S., Schori, F., Kunz, P. L., Roche, J. R. und P. Thomet (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–

63. <https://doi.org/10.3168/jds.2012-6444>.

Pierrick, J., Calabrese, C. und M. Lips (2017): Determinants of nitrogen surplus at farm level in Swiss agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 109 (2): 133–48. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9871-9>.

Pirlo, G. (2012): Cradle-to-farmgate analysis of milk carbon footprint: A descriptive review. *Italian Journal of Animal Science* 11: 109–18. <https://doi.org/10.4081/ijas.2012.e20>.

Reganold, J. P. und J. M. Wachter (2016): Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2: 1–8. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>.

Rice, P., O'Brien, D., Shalloo, L. und N. M. Holden (2017): Evaluation of allocation methods for calculation of carbon footprint of grass-based dairy production. *Journal of Environmental Management* 202: 311–19. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.071>.

Ripoll-Bosch, R., de Boer, I. J. M., Bernués, A. und T. V. Vellinga (2013): Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting mediterranean systems. *Agricultural Systems* 116: 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.11.002>.

Röös, E., Patel, M., Spångberg, J., Carlsson, G. und L. Rydhmer (2016): Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy* 58: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>.

Sadler, K., Mitchard, E., Abdi, A., Shiferaw, Y., Bekele, G. und A. Catley (2012): Milk matters: The impact of dry season livestock support on milk supply and child nutrition in Somali Region, Ethiopia. Feinstein International Center, Tufts University and Save the Children, Addis Ababa, Ethiopia.

Salvador, S., Corazzin, M., Piasentier, E. und S. Bovolenta (2016): Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production* 124: 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.001>.

Salvador, S., Corazzin, M., Romanzin, A. und S. Bovolenta (2017): Greenhouse gas balance of mountain dairy farms as affected by grassland carbon sequestration. *Journal of Environmental Management* 196: 644–50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.052>.

Savage S. D. (2015): The yield gap for organic farming: An independent analysis comparing the 2014 USDA Organic Survey data with USDA-NASS statistics for total crop production. Available from: <https://www.scribd.com/doc/283996769/The-Yield-Gap-For-Organic-Farming#scribd>.

Schader, C., Muller, A., El-Hage Scialabba, N., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Makkar, H. P. S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M. und U. Niggli (2015):

Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface* 12: 20150891.

<https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>.

Schläpfer, F. und A. Bosshard (2016): Weide- statt Hochleistungsstrategie in der Schweizer Milchproduktion – Höhere Einkommen, weniger Futtermittelimporte und geringere Umweltbelastung. *Vision Landwirtschaft. Faktenblatt Nr. 7*.

Schulte-Coerne, H., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Feindt, P. H., Gerowitt, B., Graner, A., Hamm, U., Heißenhuber, A., Herdegen, M., Janßen, A., Schröder, S., Wedekind, H., Wolters, V., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2014): Perspektiven der staatlichen Förderung bedrohter Nutztierassen. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 15 S.

Seufert, V., Ramankutty, N. und J. A. Foley (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>.

Smith, J., Sones, K., Grace, D., MacMillan, S., Tarawali, S. und M. Herrero (2013): Beyond milk, meat, and eggs: Role of livestock in food and nutrition security. *Animal Frontiers* 3 (1): 6–13. <https://doi.org/10.2527/af.2013-0002>.

Smith, G. S., Williams, A. G. und B. D. Pearce (2015): The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30(3): 2080-301. <https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019): Flächenbelegung von Ernährungsgütern tierischen Ursprungs 2010-2017. Umweltökonomische Gesamtrechnung. Hrsg. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. Artikelnummer: 5851309-17900-4.

Stott, K. J. und C. J. P. Gourley (2016): Intensification, nitrogen use and recovery in grazing-based dairy systems. *Agricultural Systems* 144: 101–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.01.003>.

Suttie, J. M., Reynolds, S. G. und C. Batello (2005): Grasslands of the World. Plant Production and Protection Series No. 34. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P und S. K. Hamilton (2007): Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64(2):245–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>.

Thomassen, M. A. (2008): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96: 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>.

Tilman, D. und M. Clark (2014): Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515: 518-522. doi: 10.1038/nature13959.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb.

Vellinga, T. V. und M. de Vries (2018): Effectiveness of climate change mitigation options considering the amount of meat produced in dairy systems. *Agricultural Systems* 162: 136–44. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.026>.

Wätzold, F., Bahrs, E., Feindt, P. H., Hamm, U., Isselstein, J., Schröder, S., Wolters, V., Backes, G., Dempfle, L., Engels, E-M., Engels, J., Graner, A., Herdegen, M., Konnert, M., Schulte-Coerne, H., Wagner, S., Wedekind, H., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2015): Perspektiven für das artenreiche Grünland – Alternativen zum Rückfall in die Belohnung einer Überschussproduktion bei Milch. Kurzstellungnahme des wissenschaftlichen Beirat für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 11 S.

WBA (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim BMEL) (2015): Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung. Gutachten. Berlin.

Weinrich, R., Kühl, S., Zühlsdorf, A. und A. Spiller (2014): Consumer attitudes in Germany towards different dairy housing systems and their implications for the marketing of pasture raised milk. *International Food and Agribusiness Management Review* 17 (4): 205–22.

Westhoek, H., Lesschen, J. P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., van Grinsven, H., Sutton, M. A. und O. Oenema (2014): Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26: 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>.

Westhoek, H., Rood, T., van den Berg, M., Janse, J., Nijdam, D., Reudink, M. und E. Stehfest (2011): The protein puzzle: The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union. *European Journal of Food Research and Review* 1(3):123-144.

Wilkinson, J. M. und M. R. F. Lee (2018): Review: Use of human-edible animal feeds by ruminant livestock. *Animal* 12 (8): 1735–43. <https://doi.org/10.1017/S175173111700218X>.

Yan, M.-J., Humphreys, J. und N. M. Holden (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management* 92, S. 372–379. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.025>.

Zehetmeier, M., Hoffmann, H., Sauer, J., Hofmann, G., Dorfner, G. und D. O'Brien (2014): A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agricultural Systems* 129: 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.006>.

4. Danksagung

Die alleinige Reduktion meiner Promotionszeit auf das vorliegende Schriftstück wäre weit gefehlt. Deswegen möchte ich diese Zeilen nutzen, mich bei denjenigen zu bedanken, die zum Gelingen dieser Dissertation beigetragen und meine Promotionszeit mitgestaltet haben.

An erster Stelle gilt mein Dank Herrn Professor Dr. Martin Elsässer für die Möglichkeit der Promotion und das mir entgegengebrachte Vertrauen sowie für seine Unterstützung und Motivation. Ihnen gilt mein herzlicher Dank!

Herrn Professor Dr. Beat Reidy von der Berner Fachhochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften danke ich für die bereitwillige Übernahme des Zweitgutachtens.

Außerdem danke ich Herrn Professor Dr. Enno Bahrs, der sich stark für meine Arbeit interessierte und mich mit vielen wertvollen und kritischen Denkanstößen unterstützte sowie eine unkomplizierte Einbindung in das Hohenheimer Hochschulleben möglich machte.

Weiterhin danke ich dem Ministerium für Ländlichen Raum Baden-Württemberg für die Finanzierung des Projektes.

Mein großer Dank gilt insbesondere Lukas Kiefer, der mich stets begleitet hat. Den KollegInnen vom LAZBW Aulendorf und der Universität Hohenheim danke ich für den anregenden und motivierenden Austausch, auch in Belangen über die Dissertation und das Hochschulleben hinaus.

Ein ganz besonderer Dank gilt nicht zuletzt allen LandwirtInnen mit denen ich im Projekt zusammenarbeiten durfte für die schöne Arbeitsatmosphäre, Hilfsbereitschaft und Freundschaft.

5. Eidesstattliche Versicherung

gemäß § 18 Absatz 3 Satz 5 der Promotionsordnung der Universität Hohenheim für die Fakultäten Agrar-, Natur- sowie Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

1. Bei der eingereichten Dissertation zum Thema

Gesamtbetriebliche Nachhaltigkeitsanalyse von Grünlandsystemen in der Milchviehhaltung in benachteiligten Regionen Südwestdeutschlands

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.

Hohenheim, 19.02.2020

Ort und Datum



Unterschrift