

Umweltanalyse am Beispiel Milch

Silvia M.R.R. Marton^{1,2*} und Thomas Guggenberger³

Zusammenfassung

Milchproduktionsbetriebe stellten in der Gesamtstichprobe von FarmLife die größte Betriebsgruppe dar. Mittels einer Ökobilanz wurde für diese Betriebe die Umweltwirkung je kg vermarktete Milch ab Hof analysiert, wobei die folgenden Wirkungskategorien berücksichtigt wurden: Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, aq. Eutrophierung N, aq. Eutrophierung P, terr. Ökotoxizität, Abholzung, und Flächenbedarf. Die Streuung der Resultate zwischen den einzelnen Betrieben war hoch. Beim Treibhauspotenzial, der Umweltwirkung mit der geringsten Streuung, lag zwischen dem Betrieb mit der tiefsten und jenem mit der höchsten Wirkung ein Faktor von 2.4. Am größten war die Streuung beim Ressourcenbedarf P, der terr. Ökotoxizität und der Abholzung. Einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkung je kg Milch hatte die Milchleistung pro Hektar, welche teilweise positiv (z.B. Ressourcenbedarf P), teilweise negativ (z.B. Treibhauspotenzial) mit den Umweltwirkungen korrelierte. Optimierungspotenzial konnte vor allem bei den direkten Emissionen, beim Kraftfutterzukauf und beim Maschineneinsatz ausgemacht werden.

Schlagwörter: Ökobilanz, Optimierung, Beitragsanalyse

Summary

Out of the farms participating in FarmLife, dairy farms formed the largest group. Of those farms, we performed a life cycle assessment per kg of milk at farm gate for the following impact categories: energy demand, resource use phosphorous, global warming potential, aquatic eutrophication nitrogen, aquatic eutrophication phosphorous, terrestrial ecotoxicity, deforestation, and land competition. The variance among the farms was large. Even for the global warming potential, the impact category with the smallest variance, the impact of the farm with the highest impact was 2.4 fold as high as the one of the farm with the lowest impact. The largest variance was observed for resource use phosphorous, terrestrial ecotoxicity and deforestation. The environmental impact was strongly influenced by the milk yield per ha, which correlated either positive (e.g. resource use phosphorous) or negative (e.g. global warming potential) with different impact categories. Optimisation potential was identified mainly for direct emissions, purchased concentrates and machine usage.

Keywords: dairy, life cycle assessment, optimisation, contribution analysis

Einleitung

Entsprechend dem Projektziel von FarmLife, Umweltindikatoren auf Betriebsebene zu ermitteln, wurden für das gesamte Betriebsnetz die Ergebnisse pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche sowie pro MJ verdauliche Energie (MJ VE) analysiert (Bystricky *et al.* 2015). Letztere steht dabei für die Produktivität der Betriebe, und fasst alle landwirtschaftlichen Erzeugnisse in einer Einheit zusammen, welche den Beitrag zur menschlichen Ernährung charakterisiert. In der menschlichen Ernährung erfüllen die verschiedenen Produkte allerdings unterschiedliche Funktionen. Während Ackerfrüchte in der Regel vor allem eine Versorgung mit Kohlenhydraten sicherstellen, liefern tierische Produkte hauptsächlich Protein. Eine Bewertung des Energiegehalts widerspiegelt daher die Ernährungsfunktion von tierischen Produkten nicht vollständig. Als Ergänzung zur produktiven Einheit MJ VE haben wir entsprechend eine Bewertung auf Einzelproduktebene vorgenommen, bei der eine direkte Vergleichbarkeit gegeben ist. Die Wahl fiel hierbei auf die Milchproduktion, da die Milchbetriebe in unserer Stichpro-

be die größte Gruppe darstellten und Milch für Österreich ein wichtiges Agrarprodukt ist. Rund 35'000 Betriebe verfügten im Jahr 2013 über eine Milchquote, was gut einem Viertel aller Landwirtschaftsbetriebe entspricht. Die wirtschaftliche Bedeutung der Milchproduktion ist insbesondere in den Berggebieten hoch, wo sich rund drei Viertel aller Betriebe mit Milchquote befinden (BMLFUW 2014).

Material und Methoden

Betriebsauswahl

Alle 22 Betriebe, die im Jahr 2013 Milch produziert haben, wurden für die Analyse berücksichtigt. 10 davon waren reine Graslandbetriebe, die restlichen Betriebe haben auf einem Teil ihrer Flächen Ackerbau betrieben, sei es zur reinen Futterproduktion (8 Betriebe) oder zur Futterproduktion und Vermarktung (4 Betriebe). 12 Betriebe haben ihr Land biologisch bewirtschaftet. Im Durchschnitt hielten die Betriebe 22 Kühe, die durchschnittliche Milchleistung pro Kuh entsprach 6260 kg, mit einem Minimalwert von 4160

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

² ETH Zürich, Institut für Agrarwissenschaften, CH-8092 ZÜRICH

³ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

* Ansprechpartner: MSc ETH Agr. Silvia Marton, silvia.marton@agroscope.admin.ch

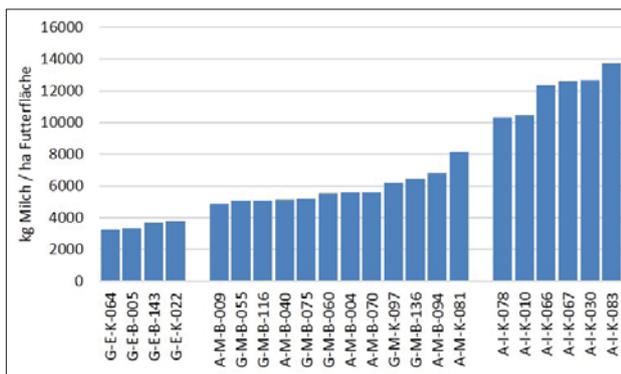


Abbildung 1: Flächenmilchleistung der betrachteten Betriebe (G=Graslandbetriebe, A=Betriebe mit Ackerbauflächen; E=Flächenmilchleistung <4'000 kg, I= Flächenmilchleistung >10'000 kg; M=Flächenmilchleistung 4'000 - 10'000 kg; B=Bio, K=Konventionell).

und einem Maximalwert von 9400 kg Milch. Die Intensität auf den Betrieben war sehr unterschiedlich, was sich gut in der Flächenmilchleistung widerspiegelte, die in *Abbildung 1* dargestellt ist. Für die Berechnung der Flächenmilchleistung wurde nur jene Betriebsfläche berücksichtigt, die direkt der Milchproduktion diente. Externe Futterflächen, z.B. jene die zur Produktion von zugekauftem Futter benötigt werden, sind darin nicht enthalten. Betriebe mit einer Flächenmilchleistung von über 10'000 kg / ha wurden als intensiv klassifiziert, jene mit einer Leistung von weniger als 4'000 als extensiv, die Betriebe dazwischen als mittelintensiv. Diese Einteilung ergab sich aus den Unterschieden zwischen zwei bezüglich Flächenmilchleistung aufeinanderfolgenden Betrieben, und wurde dort festgesetzt, wo die Leistung zwischen den Betrieben am deutlichsten zunahm. Zwischen G-E-K-022 und A-M-B-009 nahm die Flächenmilchleistung um 27 % zu, zwischen A-M-K-081 und A-I-K-078 um 26 %. Die nächstgrößere Zunahme lag zwischen Betrieb A-M-B-094 und A-M-K-081 und betrug 20 %, eine weitere Unterteilung an dieser Stelle hätte jedoch zu einer Gruppe mit nur einem einzelnen Betrieb geführt.

Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung folgte den in Baumgartner *et al.* (2015) beschriebenen Phasen. Für die Analyse der Milchproduktion wurde die Systemgrenze jedoch auf die Produktgruppe B1 Milch beschränkt. Die Produktgruppe B1 umfasst alle mit der Milchproduktion in Verbindung stehenden Prozesse, und somit sowohl die Haltung der Milchkühe als auch die Haltung der Nachzucht auf dem Betrieb oder, falls auf dem Betrieb keine Nachzucht stattfindet, entsprechende Tierzukaufe. Da bei der Milchproduktion als Nebenprodukt Fleisch anfällt wurde eine ökonomische Allokation zwischen Milch und Fleisch vorgenommen, welche über die Rohleistung definiert wurde. Die funktionelle Einheit ist 1 kg Milch, ab Hofator.

Auswahl Umweltwirkungen

Wie im Beitrag Umweltwirkungen der Projektbetriebe (Bystricky *et al.* 2015) beschrieben, wurden auch für die

Analyse der Milchviehbetriebe die betrachteten Umweltwirkungen anhand einer Korrelation gruppiert und repräsentative Umweltwirkungen ausgewählt. Für eine vertiefte Analyse der Milchproduktion ergaben sich so die folgenden Umweltwirkungen: Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, Aq. Eutrophierung N, Aq. Eutrophierung P, Terr. Ökotoxizität, Abholzung, Flächenbedarf.

Statistische Untersuchungen

Um zu identifizieren, welche Betriebseigenschaften einen Einfluss auf die Umweltwirkung haben können, wurden lineare Zusammenhänge zwischen den Umweltwirkungen und folgenden Betriebseigenschaften untersucht: Produktionsfläche, Flächenmilchleistung, durchschnittliche Milchleistung pro Kuh, Kraftfutterverzehr pro Kuh, Kraftfutterzukauf pro Kuh sowie die durchschnittliche Jahrestemperatur. Letztere stand dabei stellvertretend für die Höhenlage, in der sich die Betriebe befinden, da die Höhenlage nicht direkt erhoben wurde.

Zudem wurden die Betriebe in verschiedene Gruppen eingeteilt, die sich in ihrer Bewirtschaftungsform unterschieden. Mittels Wilcoxon-Mann-Whitney-Test wurde untersucht, ob sich die Gruppen signifikant unterschieden. Die betrachteten Gruppen waren: Bio – Konventionell; reine Grasland Betriebe – Betriebe mit Ackerfläche; Intensive Betriebe (>10'000 kg Milch / ha Futterfläche) – mittelintensive Betriebe (4'000-10'000 kg Milch / ha Futterfläche) – extensive Betriebe (<4000 kg Milch / ha Futterfläche).

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 liefert eine Übersicht der Ergebnisse der Milchbetriebe sowie einen Vergleich zu ausgewählten Studien aus Österreich (Hörtenhuber *et al.* 2013), den Niederlanden (Thomassen *et al.* 2009) und der Schweiz (Bystricky *et al.* 2014). Die ersten beiden Vergleichsstudien basierten auf Daten von 31 resp. 119 Praxisbetrieben, während die Ergebnisse der Schweizer Studie auf modellierten Milchwirtschaftsbetrieben basierten. Bezüglich der absoluten Werte war ein direkter Vergleich zwischen den Studien nur bedingt möglich, da sich die Methoden der Wirkungsabschätzung oder die Systemgrenzen teilweise unterschieden. So wurden beispielsweise in den Studien aus Österreich und den Niederlanden Gebäude und Maschinen nicht berücksichtigt, und bei der Berechnung der Eutrophierung kam eine andere Methode zum Einsatz. Die Schweizer Studie verwendete die gleiche Systemgrenze, aber teilweise andere Modelle zur Berechnung der direkten Emissionen (z.B. Ammoniak). Dennoch ließ sich sagen, dass die Ergebnisse der vorliegenden Studie in einer ähnlichen Größenordnung lagen wie jene der Vergleichsstudien.

Wie bei der Studie von Hörtenhuber *et al.* (2013) war die Streuung zwischen den Betrieben auch bei unseren Daten groß, insbesondere beim Ressourcenbedarf P, der terr. Ökotoxizität und der Abholzung. Aber selbst beim Treibhauspotenzial, der Umweltwirkung mit der geringsten Streuung, lag zwischen dem tiefsten und dem höchsten Wert ein Faktor von 2.4.

Tabelle 1: Übersicht über die Umweltwirkungen der Betriebe pro kg Milch und Vergleich mit ähnlichen Studien aus Österreich (Hörtenhuber *et al.* 2013), den Niederlanden (Thomassen *et al.* 2009) und der Schweiz (Bystricky *et al.* 2014).

Umweltwirkung	Gesamtstichprobe			Vergleichsstudien		
	1. Quartil	Median	3. Quartil	AT	NL	CH
Energiebedarf (MJ-Äq)	4.12	5.15	6.47	1.3 -3.0	5.30	4.31
Ressourcenbedarf P (g P)	0.08	0.18	1.07	0.15-3.8 ²		1.05
Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq)	1.19	1.35	1.78	0.8-1.4	1.36	1.26
Aq. Eutrophierung N (g N)	2.60	3.16	3.71			4.64
Aq. Eutrophierung P (g P)	0.16	0.21	0.27			0.19
Eutrophierungspotenzial (kg N-Äq.) ¹				4.5-37.9	27.1	
Terr. Ökotoxizität (g 1,4-DB-Äq)	0.24	0.44	0.72			0.60
Abholzung (cm ²)	0.40	1.95	8.65			4.30
Flächenbedarf (m ² a)	1.51	2.41	2.87	1.0-3.1	1.28	1.71

¹Diese Studien verwenden die Methode EDIP 97, keine direkte Vergleichbarkeit zu EDIP 03

²Keine exakten Zahlen im Bericht publiziert, Werte abgeschätzt anhand einer Grafik

Analyse der Einflussgrößen

Lineare Zusammenhänge

Eine hohe Streuung der Umweltwirkungen weist auf mögliche Optimierungspotenziale hin. Um solche zu identifizieren, wurden verschiedene potenzielle Einflussgrößen auf lineare Zusammenhänge hin analysiert. Dabei erwies sich die Flächenmilchleistung in den meisten betrachteten Umweltwirkungen als wichtig, mit einer positiven linearen Korrelation zwischen Flächenmilchleistung und Umweltwirkung pro kg Milch beim Ressourcenbedarf P und der Abholzung, und eine negative Korrelation beim Energiebedarf, dem Treibhauspotenzial sowie dem Flächenbedarf. Analog zur Flächenmilchleistung bestanden auch lineare Korrelationen zwischen dem Milchertrag pro Kuh und den Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P (+), Treibhauspotenzial (-), Abholzung (+) und Flächenbedarf (-) pro kg Milch, nicht jedoch beim Energiebedarf. Da die Milchleistung pro Kuh deutlich mit dem Kraftfuttereinsatz korrelierte, zeigte sich beim Kraftfuttereinsatz ein ähnliches Bild, wobei zusätzlich eine Korrelation mit der Aq. Eutrophierung (+) sowie der terrestrischen Ökotoxizität (+) bestand. Im Gegensatz zum Kraftfuttereinsatz führten höhere Kraftfutterzukaufe zu keiner Senkung des Treibhauspotenzials oder des Flächenbedarfs (Tabelle 2). Keine signifikante Korrelation bestand zwischen der Produktionsfläche oder der durchschnittlichen Jahrestemperatur und den Umweltwirkungen, was bedeutet, dass in unserer Stichprobe weder die Größe des Betriebs noch seine Höhenlage einen Einfluss auf die Umweltwirkung auf Produktebene hatte. Dies war erstaunlich, bestand doch bei Hörtenhuber *et al.* (2013) ein Zusammenhang

zwischen Höhenlage und einigen Umweltwirkungen, sowie zwischen Betriebsgröße und Intensität, und somit indirekt auch zwischen Betriebsgröße und gewissen Umweltwirkungen. Auch in einer weiteren Schweizer Studie, in der 68 Milchproduktionsbetriebe betrachtet wurden, fanden sich Unterschiede zwischen Berg- und Talbetrieben (Alig *et al.* 2011). Dass in unserem Fall kein Zusammenhang gefunden wurde, könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Wetterstationen, die die entsprechenden Temperaturdaten geliefert haben, die Bedingungen auf dem Betrieb nur ungenügend widerspiegeln. Gerade im Berggebiet könnte die Exposition eines Betriebs, z.B. durch Muldenlage, sowie dessen effektive Höhe zu deutlichen Temperaturabweichungen im Vergleich zur nächstgelegenen Wetterstation führen.

In anderen Studien wurden ähnliche Zusammenhänge erkannt. So bestanden bei Thomassen *et al.* (2009) negative Korrelationen zwischen Arbeitsproduktivität (Bruttowertschöpfung / Arbeitseinheit) und Energiebedarf sowie zwischen Treibhauspotenzial und Energiebedarf. Wegen einer starken Korrelation zwischen Flächenmilchleistung und Arbeitsproduktivität konnte daher auch von einem Zusammenhang zwischen Flächenmilchleistung und den genannten Umweltwirkungen ausgegangen werden. Hörtenhuber *et al.* (2013) fanden beim Energiebedarf und der Eutrophierung eine schwache negative Korrelation mit der Flächenmilchleistung und der Milchleistung, bei sehr hohen Intensitäten stieg der Energiebedarf resp. die Eutrophierung wieder an. Kraftfutterzukaufe führten bei beiden Umweltwirkungen zu höheren Werten. Treibhauspotenzial und Flächenbedarf waren signifikant tiefer bei intensiv wirtschaftenden Milchproduktionsbetrieben. In der Studie von

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten (r) zwischen Umweltwirkungen und ausgewählten Einflussgrößen.

Umweltwirkung	Flächenmilchleistung	Milchleistung pro Kuh	Kraftfuttereinsatz pro Kuh	Kraftfutterzukauf pro Kuh
Energiebedarf	-0.46*	-0.39	-0.13	+0.14
Ressourcenbedarf P	+0.64**	+0.75***	+0.80***	+0.77***
Treibhauspotenzial	-0.68***	-0.71***	-0.46*	-0.22
Aq. Eutrophierung N	+0.32	+0.26	+0.47*	+0.52*
Aq. Eutrophierung P	-0.34	-0.28	-0.09	+0.15
Terr. Ökotoxizität	+0.18	+0.36	+0.53*	+0.67***
Abholzung	+0.57**	+0.53*	+0.68***	+0.67***
Flächenbedarf	-0.89***	-0.77***	-0.56**	-0.28

* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001

Tabelle 3: Übersicht über die Umweltwirkungen der Betriebe pro kg Milch bei verschiedenen Intensitätsstufen (extensiv = Flächenmilchleistung <4'000 kg, mittel = Flächenmilchleistung 4'000 - 10'000 kg, intensiv = Flächenmilchleistung >10'000 kg; Signifikanz gem. zweiseitigem Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, $p < 0.05$).

Umweltwirkung	Median nach Intensität		
	extensiv	mittel	intensiv
Energiebedarf (MJ-Äq)	8.43 ^a	4.98 ^b	4.58 ^b
Ressourcenbedarf P (g P)	0.33 ^{ab}	0.12 ^a	1.28 ^b
Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq)	1.89 ^a	1.44 ^a	1.14 ^b
Aq. Eutrophierung N (g N)	3.24	2.93	3.83
Aq. Eutrophierung P (g P)	0.27 ^a	0.10 ^b	0.16 ^{ab}
Terr. Ökotoxizität (g 1,4-DB-Äq)	0.47	0.34	0.72
Abholzung (cm ²)	1.36 ^{ab}	0.78 ^a	12.29 ^b
Flächenbedarf (m ² a)	3.88 ^a	2.42 ^b	1.23 ^c

Alig *et al.* (2011) fand sich ein negativer Zusammenhang zwischen Treibhauspotenzial und Milchleistung pro Kuh, auf alle anderen dort untersuchten Umweltwirkungen hatte die Milchleistung keinen Einfluss.

Unterschiede zwischen Bewirtschaftungsformen

Bei einer Einteilung der Betriebe nach den drei Intensitätsstufen extensiv, mittelintensiv und intensiv zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen, und zwar für die Umweltwirkungen Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, Aq. Eutrophierung P, Abholzung und Flächenbedarf (Tabelle 3). Wie schon bei den linearen Zusammenhängen führte eine höhere Intensität beim Treibhauspotenzial und dem Flächenbedarf zu den geringsten Wirkungen pro kg Milch, während bei den Wirkungskategorien Ressourcenbedarf P, Aq. Eutrophierung P und der Abholzung eine mittlere Intensität Vorteile aufwies.

Nebst dem leistungsorientierten Parameter der Intensität wurden auch verschiedene Produktionsformen untersucht. Die zehn reinen Graslandbetriebe wiesen einen höheren Energieverbrauch, ein höheres Treibhauspotenzial sowie

eine höhere aq. Eutrophierung P auf als die Betriebe mit Ackerflächen (Abbildung 2). Ob diese Unterschiede rein aufgrund des Vorhandenseins von Ackerflächen zustande kamen, ist jedoch nicht eindeutig. Ein Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ergab, dass ein Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Ackerbau und Flächenmilchleistung besteht, Betriebe mit Ackerflächen waren meist Betriebe mit mittelintensiver oder intensiver Milchwirtschaft. Eine mögliche Ursache für das bessere Abschneiden der Betriebe mit Ackerflächen könnte auch die Höhenlage sein, da vermutet werden könnte, dass sich Betriebe mit Ackerflächen eher im Talgebiet befinden. Mittels Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ließ sich allerdings kein signifikanter Unterschied der Jahresmitteltemperatur zwischen Graslandbetrieben und Betrieben mit Ackerflächen finden, was darauf hindeutet, dass Ackerbaubetriebe in allen Höhenlagen zu finden waren. Allerdings muss auch hier erwähnt werden, dass die Temperaturdaten kein exaktes Maß für die Höhenlage darstellten und mit einer entsprechenden Unsicherheit behaftet sind.

Eine weitere Einflussgröße auf die Umweltwirkungen war die biologische Bewirtschaftung, welche beim Ressourcenverbrauch P, der terrestrischen Ökotoxizität sowie der Abholzung zu niedrigeren Wirkungen, beim Treibhauspotenzial sowie dem Flächenbedarf zu höheren Wirkungen pro kg Milch führte (Abbildung 3). Der niedrigere Ressourcenverbrauch P sowie die geringere terrestrische Ökotoxizität waren direkte Folgen der biologischen Bewirtschaftung, bei der auf Phosphor aus mineralischen Quellen weitgehend, sowie auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel gänzlich verzichtet wird. Die geringere Abholzung resultierte aus geringeren Kraftfutterzukaufen sowie aus den verwendeten Kraftfutterinventaren. In den verwendeten Mischfutterinventaren stammten beim konventionellen Futter 80 % der Soja aus durch Abholzung gefährdeten Regionen, beim biologischen Mischfutter waren dies lediglich 10 % (Herndl *et al.* im Druck). Diese grundsätzlichen Unterschiede zwischen der biologischen und der konventionellen Bewirtschaftung erklären auch, warum die

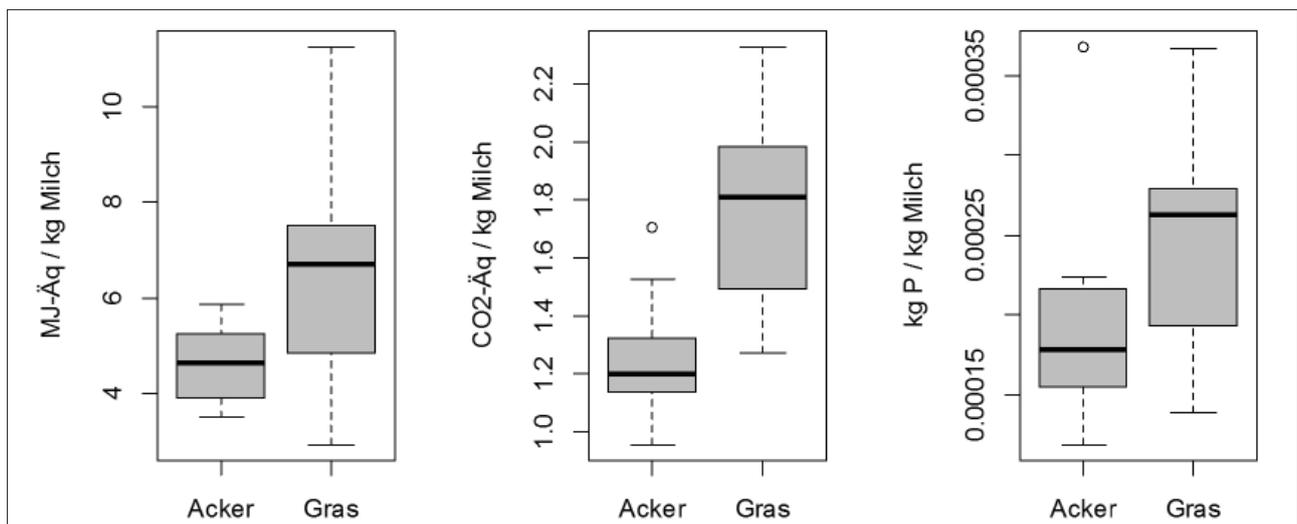


Abbildung 2: Energiebedarf, Treibhauspotenzial und aq. Eutrophierung P von Graslandbetrieben und Betrieben mit Ackerflächen. Signifikante Unterschiede gemäß Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ($p = 0.017 / 3.00e-4 / 0.030$).

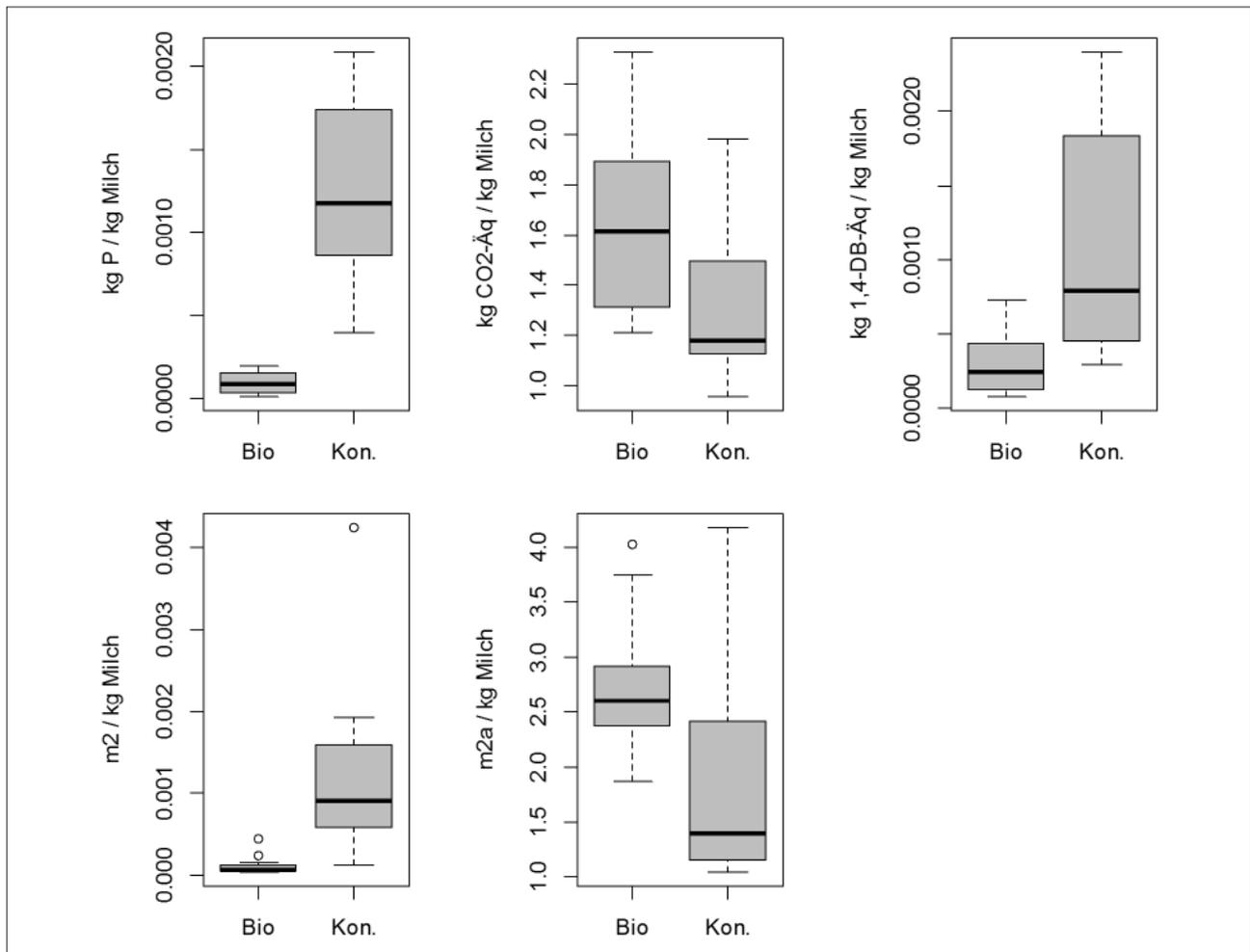


Abbildung 3: Ressourcenverbrauch P, Treibhauspotenzial, terrestrische Ökotoxizität, Abholzung und Flächenbedarf von biologischen und konventionellen Betrieben. Signifikante Unterschiede gemäß Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ($p=3.10e-6$ / 0.02 / $1.52e-3$ / $3.71e-5$ / 0.03).

Streuung innerhalb aller Milchviehbetriebe bei diesen drei Umweltwirkungen in der Gesamtstichprobe so groß war.

Das höhere Treibhauspotenzial sowie der höhere Flächenbedarf im Bioanbau waren erneut Folgen der Intensität, welche über die Flächenmilchleistung definiert wurde. Bio-Betriebe wiesen eine signifikant geringere Intensität auf als konventionelle Betriebe ($p < 0.01$).

Repräsentativität der statistischen Zusammenhänge

Aufgrund der kleinen Stichprobe und der sehr großen Varianz zwischen Landwirtschaftsbetrieben sind die Ergebnisse der statistischen Auswertung mit einer gewissen Vorsicht zu betrachten. Ein Beispiel für einen möglicherweise zufälligen Zusammenhang zeigt sich beim Ressourcenbedarf P und der Abholzung, beides Umweltwirkungen, bei denen die mittelintensiven Betriebe die geringste Umweltwirkung aufwiesen. In der Gruppe der mittelintensiven Betriebe war die Mehrheit der Biobetriebe zu finden, was auf einem Zufall basieren dürfte. Allerdings hatte die biologische Bewirtschaftungsweise gerade auf die beiden genannten Umweltwirkungen einen Einfluss, so dass sich der Zusammenhang zwischen der Intensität und den genannten

Umweltwirkungen vor allem durch den hohen Anteil der biologisch wirtschaftenden Betriebe in der mittelintensiven Gruppe erklären lässt, und weniger über die Intensität selbst.

Quellen der Umweltwirkungen

Die Aufteilung der Ergebnisse nach Inputgruppen ermöglichte eine genauere Identifikation der Ursachen einzelner Umweltwirkungen. Beim Energiebedarf beispielsweise trugen vor allem Gebäude und Einrichtungen, Maschinen, Energieträger sowie Kraftfutterzukaufe zur Umweltwirkung bei, mit durchschnittlich 24, 21, 30 und 16 % (Abbildung 4). Der hohe Beitrag von Gebäuden und Einrichtungen sowie Maschinen erklärte auch, warum die Vergleichsstudien aus Österreich und den Niederlanden tiefere Werte für den Energiebedarf auswiesen, da diese Bereiche in beiden Studien nicht berücksichtigt wurden (Tabelle 1).

Beim Ressourcenbedarf P trugen in erster Linie Futtermittelzukaufe und Düngemittel zur Umweltwirkung bei. Beide Inputs sind vor allem bei intensiveren Betrieben von Bedeutung, und stehen im Zusammenhang mit einem höheren Kraftfuttereinsatz, entweder aus eigener Produkti-

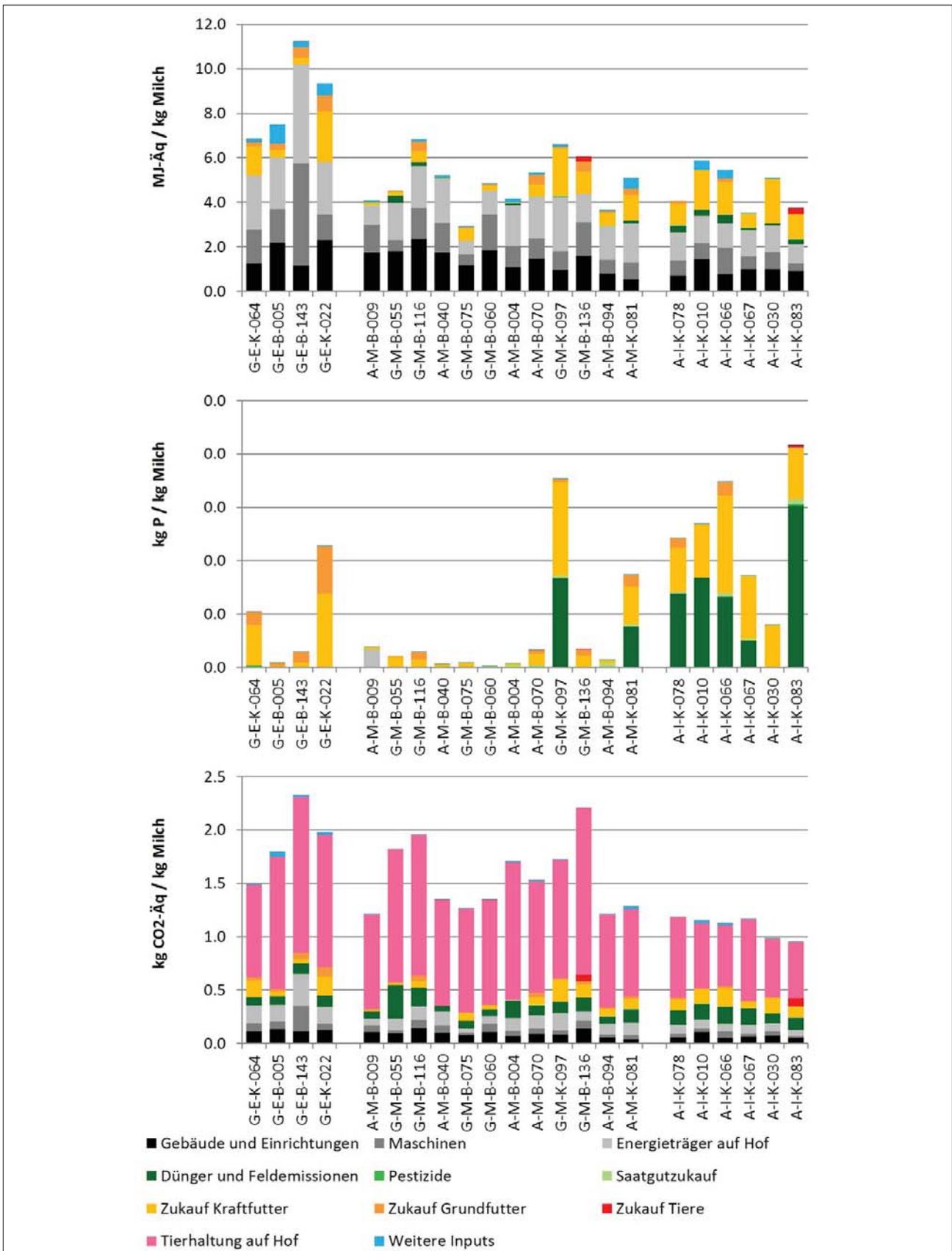


Abbildung 4: Energiebedarf (oben), Ressourcenbedarf P (mitte) und Treibhauspotenzial (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

on (Düngemittel) oder durch Zukäufe. Ein Betrieb aus der Stichprobe setzte zudem Rapsmethylester als Treibstoff ein, weswegen bei diesem Betrieb die Energieträger zu Ressourcenbedarf P führten. Da bei Rapsmethylester die gesamte landwirtschaftliche Vorkette mitberücksichtigt wird, stammte der Ressourcenbedarf P entsprechend aus dem Rapsanbau.

Deutlich zeigte sich auch, dass Biobetriebe einen tieferen Ressourcenbedarf P haben (vgl. *Abbildung 3*). Die Inputgruppe Dünger und Feldemissionen spielt bei diesen Betrieben keine Rolle, da keiner der Betriebe Phosphat mineralischen Ursprungs einsetzte. Auch die Kraftfutterimporte trugen deutlich weniger bei, auch hier weil in deren Produktion kaum mineralisches P eingesetzt wird.

Ein anderes Bild zeigt sich beim Treibhauspotenzial. Hier war die Streuung deutlich geringer als beim Ressourcenbedarf P, alle Betriebe lagen zwischen 0.96 und 2.33 kg CO₂-Äq / kg Milch. Die Tierhaltung, und damit die Emissionen

aus der Verdauung und der Hofdüngerlagerung, machten den größten Anteil an den totalen Emissionen aus. Intensivere Betriebe, bei denen nebst der Flächenmilchleistung auch die Milchleistung der einzelnen Tiere höher war, hatten hier einen entsprechenden Vorteil. Dafür gab es zwei Ursachen. Einerseits führt der Erhaltungsbedarf der Kühe zu einem Grundsockel an Emissionen. Je höher die Leistung der Tiere war, desto kleiner war der Anteil dieses Erhaltungsbedarfs je kg Milch. Andererseits war der Rohfasergehalt in der Futtermitteln von höher leistenden Kühen wegen des Kraftfutters in der Regel tiefer, was zu geringeren Methanemissionen aus der Verdauung führte. Bei Betrieben, die hohe Mengen an Kraftfutter zukaufen, wurde jedoch ein Teil dieses Effektes durch die Treibhausgasemissionen im Zusammenhang mit der Kraftfutterproduktion wieder kompensiert, beispielsweise bei den Betrieben G-E-K-022, G-M-K-097 oder A-I-K-066, die mit mehr als 1'500 kg Kraftfutterzukauf je Kuh und Jahr die drei Betriebe mit den höchsten Zukaufmengen darstellten. Es zeigte sich

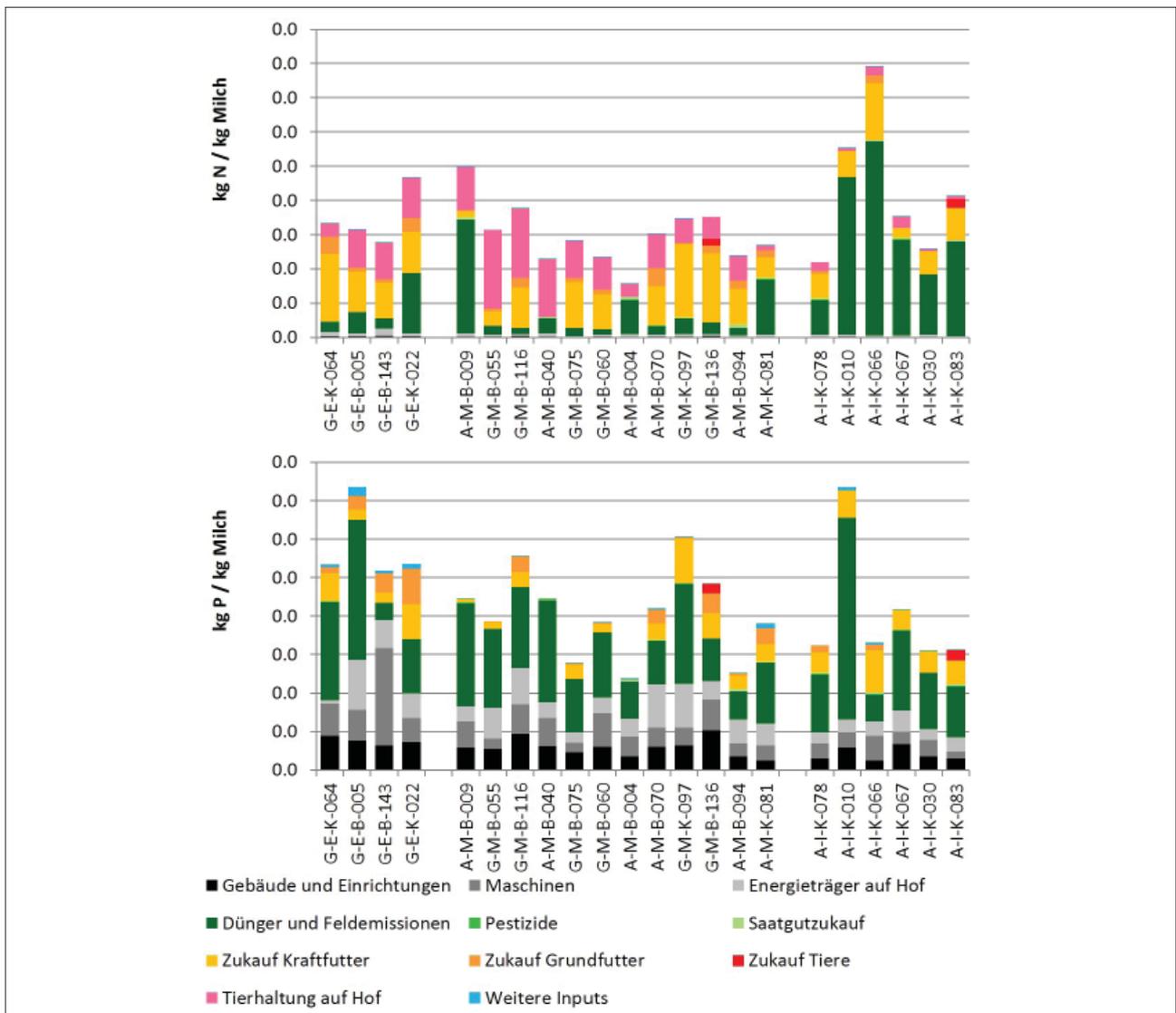


Abbildung 5: Aq. Eutrophierung N (oben) und Aq. Eutrophierung P (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

auch, dass es durchaus Betriebe gab, die trotz relativ geringer Flächenmilchleistung und Milchleistung pro Kuh ein vergleichsweise geringes Treibhauspotenzial pro kg Milch aufwiesen. Es gab mehrere Einzelfaktoren, die bei diesen Betrieben zu niedrigen Emissionen führten, wie z.B. die Art der Hofdüngerlagerung oder die Rationszusammensetzung, aber auch ein sparsamer Umgang mit Energieträgern oder Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei der Hofdüngerausbringung.

Abbildung 5 zeigt, welche Inputgruppen zur Eutrophierung beitragen. Die aq. Eutrophierung N wurde entweder durch zugekaufte Futtermittel oder durch direkte Emissionen auf dem Betrieb verursacht. Die direkten Emissionen stammten entweder aus der Düngung oder aus der Tierhaltung, und zwar vor allem aus der Weidehaltung. Die aq. Eutrophierung P wird wegen des im Boden gespeicherten P generell stark von der Bodenerosion beeinflusst. Ein beträchtlicher Anteil der Eutrophierung stammte zudem nicht direkt aus landwirtschaftlichen Prozessen, sondern wurde durch die Herstellung von Gebäuden, Einrichtungen und Maschinen verursacht. Dies hing vor allem mit der Produktion von Eisen zusammen, bei welcher Steinkohlekoks als Brennstoff verwendet wird, welches wiederum bei der Produktion Phosphorsäure benötigt (Dones *et al.* 2007). Bei der terrestrischen Ökotoxizität trugen vor allem die zugekauften Kraftfutter zu einer höheren Wirkung bei. Dies einerseits wegen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln bei der Produktion der Futtermittel, aber auch durch Schwermetalleinträge in den Boden. Die Umweltwirkung Abholzung beinhaltet in erster Linie die Abholzung von tropischen Regenwäldern. Daher waren auch hier vor allem die Kraftfutterzukaufe von Relevanz, insbesondere bei Sojaschrot oder Sojapresskuchen aus Brasilien. Der Flächenbedarf wurde vor allem durch die direkte Landnutzung auf dem Betrieb beeinflusst. Entsprechend benötigten Betriebe mit höheren Flächenerträgen auch weniger Fläche pro kg produzierte Milch. Neben der direkten Landnutzung spielte aber auch die Landnutzung bei der Produktion von zugekauften Produktionsmitteln, insbesondere von Kraftfuttern, eine Rolle. Allerdings war deren Einfluss bei der Milchproduktion, welche vor allem auf betriebseigenem Futtermittel basiert, im Vergleich zur direkten Landnutzung deutlich geringer (Abbildung 6).

Zielkonflikte und Einsparpotenziale

Zwischen einzelnen Umweltwirkungen bestand ein negativer Zusammenhang. So hatten beispielsweise Betriebe mit einem tieferen Treibhauspotenzial pro kg Milch tendenziell einen höheren Ressourcenbedarf P. Eine Optimierung einer einzelnen Umweltwirkung kann somit eine Verschlechterung in einem anderen Bereich nach sich ziehen. Ähnliches gilt auch für die Ergebnisse pro kg Milch und jene pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN; Bystricky *et al.* 2015). Hier zeigte sich, dass zwischen den beiden Funktionen Landbewirtschaftung und der produktiven Funktion Zielkonflikte bestehen. Zwar schnitten extensive Betriebe bei den Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P und Abholzung sowohl pro kg Milch als auch pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) günstiger ab als intensive Betriebe. Bei Umweltwirkungen, die mit zunehmender Intensität abnahmen (Energiebedarf, Treibhauspotenzial, Flächenbedarf)

war jedoch das Gegenteil der Fall. Die beiden extensivsten Betriebe wiesen hier pro kg Milch überdurchschnittlich hohe Umweltwirkungen auf, bezogen auf die Fläche lagen sie jedoch bei den Betrieben mit den geringsten Umweltwirkungen. Eine Optimierung der Landbewirtschaftung kann entsprechend zu einer Verschlechterung der produktiven Funktion führen. Es gab allerdings Betriebe, die sowohl pro kg Milch als auch pro ha LN gut abschnitten. Beim Energiebedarf beispielsweise der mittelintensive Betrieb G-M-B-075/Mi-B 075, welcher sowohl pro ha LN als auch pro kg Milch jener mit den geringsten Werten war. Dieser Betrieb wies auch bei allen anderen Umweltwirkungen mit Ausnahme des Flächenbedarfs unterdurchschnittliche Umweltwirkungen auf, und zwar auch hier sowohl bezogen auf das Produkt als auch auf die Fläche.

Dank der Analyse auf Stufe der Inputgruppen ließen sich für die einzelnen Betriebe gezielt Verbesserungspotenziale identifizieren. Überall dort, wo direkte Emissionen entstehen (Inputgruppen Dünger und Feldemissionen sowie Tierhaltung), können diese durch verschiedene Maßnahmen reduziert werden. Bei der Düngung z.B. durch den Ausbringungszeitpunkt oder die Technik, bei den Tieren durch die Fütterung oder im Bereich der Hofdüngerlagerung. Solche Maßnahmen wurden entsprechend bei den Berechnungen der Emissionen berücksichtigt (Bystricky und Nemecek 2015, Herndl *et al.* im Druck). Des Weiteren zeigte sich aber auch, bei welchen Inputs die vorgelagerte Produktionskette erhebliche Umweltbelastungen aufweist. Dies waren in erster Linie die zugekauften Futtermittel, wo sich über gezielte Auswahl der Einzelkomponenten und deren Herkunft eine Reduktion erzielen ließe. Allerdings kann dieser Effekt derzeit in den einzelbetrieblichen Ökobilanzen nicht dargestellt werden, da entsprechend spezifische Ökoinventare für Futtermittel fehlen. In der vorliegenden Studie wurde daher auf Datenbanken von SALCA und ecoinvent (ecoinvent Centre 2010) zurückgegriffen (Herndl *et al.* im Druck). Für eine vertiefte Analyse des Einflusses der Futtermittel braucht es spezifische Inventare für die Futtermittelproduktion in Österreich sowie in den wichtigsten Herkunftsländern. Österreichische Inventare könnten, sofern genügend repräsentativ, künftig basierend auf den FarmLife-Daten erstellt werden. Ein weiteres Potenzial besteht bei den Maschinen, welche vor allem beim Energiebedarf und der aq. Eutrophierung P von Bedeutung sind. Eine vermehrte Teilnahme an Maschinenringen bietet hier eine gute Möglichkeit den eigenen Maschinenpark zu reduzieren und einzelne Maschinen besser auszulasten.

Schlussfolgerungen

Die Streuung zwischen den einzelnen Betrieben war je nach Umweltwirkung sehr hoch. Dies deutete darauf hin, dass es auf einzelbetrieblicher Ebene Optimierungspotenzial gab. Als eine der wichtigsten Einflussgrößen stellte sich dabei die Intensität heraus, welche über die Flächenmilchleistung definiert wurde. Betriebe mit einer hohen Flächenmilchleistung hatten einen geringeren Energiebedarf, ein tieferes Treibhauspotenzial sowie einen niedrigeren Flächenbedarf pro kg Milch. Der Ressourcenverbrauch P und die Abholzung nahmen jedoch mit zunehmender Intensität zu. Somit bestand ein Zielkonflikt zwischen den verschiedenen

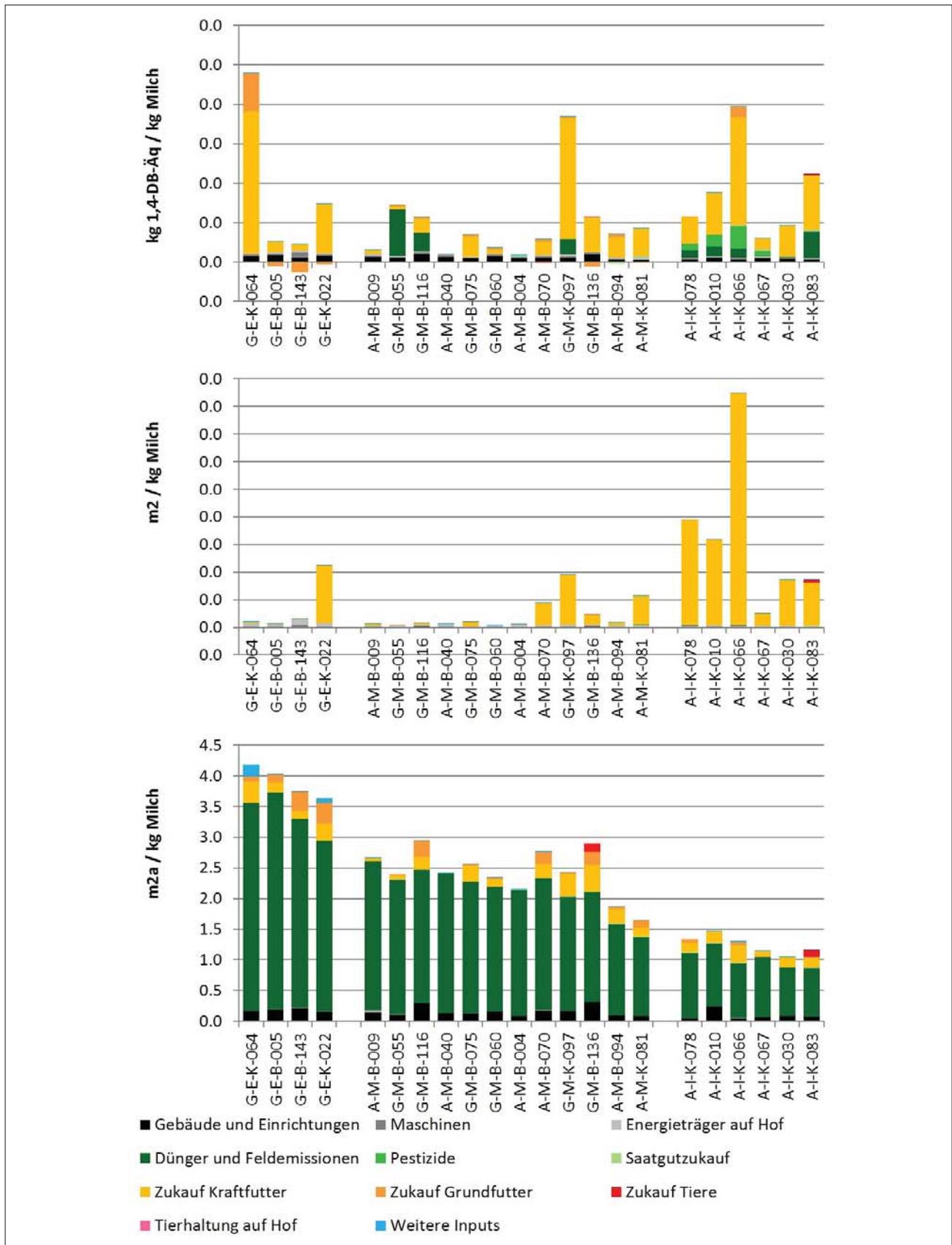


Abbildung 6: Terr. Ökotoxizität (oben), Abholzung (mitte), Flächenbedarf (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

Umweltwirkungen, welcher jedoch von einzelnen mittelin-
tensiven Betrieben recht gut gemeistert werden konnte.
Solche Betriebe können als Referenz dienen, um Redukti-
onspotenziale auf anderen Betrieben zu identifizieren und
Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Literatur

- Alig M., Mieleitner J. & Baumgartner D.U. (2011) Umweltwirkung der Milchproduktion. In: Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) (Ed. J. Hersener, D. U. Baumgartner und D. Dux). Agroscope, Zürich, Schweiz.
- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BMLFUW (2014) Grüner Bericht 2014. BMLFUW, Wien, <http://www.gruenerbericht.at>.
- Bystricky M. & Nemecek T. (2015) SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M., Herndl M. & Baumgartner D.U. (2015) Umweltwirkungen der Projektbetriebe. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G. (2014) Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. Agroscope Science (2).
- Dones R., Bauer C. & Röder A. (2007) Kohle. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- ecoinvent Centre (2010) ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. ISBN 3-905594-38-2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, <http://www.ecoinvent.org>.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T. (im Druck) Abschlussbericht FarmLife - Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, Österreich und Agroscope, Zürich, Schweiz.
- Hörtenhuber S., Kirner L., Neumayr C., Quendler E., Strauss A., Drapela T. & Zollitsch W. (2013) Integrative Bewertung von Merkmalen der ökologischen, ökonomischen und sozial-ethischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktionssysteme am Beispiel von Milchproduktionssystemen ("Nachhaltige Milch"). Universität für Bodenkultur Wien, Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau Österreich, https://www.dafne.at/prod/dafne_plus_common/attachment_download/00cf6af93ef9d3a2bfef70f4a531cd47/Endbericht_Nachhaltige_Milch_final.pdf.
- Thomassen M.A., Dolman M.A., van Calster K.J. & de Boer I.J.M. (2009) Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics* 68 (8-9), 2278-2284.